

Efeito de alterações de vazão em comunidades bentônicas e interações tróficas com a ictiofauna bentófaga

Taynan Henriques Tupinambás



UF *m* G



**Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação
e Manejo de Vida Silvestre**

**Efeitos de alterações de vazão em comunidades bentônicas
e interações tróficas com
a ictiofauna bentófaga**

Tese apresentada à Universidade Federal de Minas Gerais, como pré-requisito do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo de Vida Silvestre, para obtenção do título de Doutor em Ecologia

Taynan Henriques Tupinambás

Orientador:

Prof. Dr. Marcos Callisto (Departamento de Biologia Geral - ICB - UFMG)

Co-orientador:

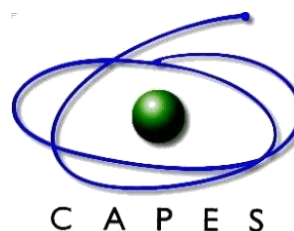
Prof. Dr. Rui Manuel Vitor Cortes (Centro de Investigações e Tecnologias Agro-ambientais e Biológicas, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro)

Belo Horizonte, agosto de 2013

Financiamento:



Bolsas:



Apoio:



Dedico esta tese a toda minha família,
especialmente aos meus pais Mauro e Macy, à
minha esposa Camilla e ao meu filho Natan.

“É chato chegar a um objetivo num instante.
Eu quero viver nessa metamorfose ambulante,
do que ter aquela velha opinião formada sobre
tudo”

(Raul Seixas)

Agradecimentos

Agradeço a Deus pela minha vida e por todas as experiências vividas até hoje. Foram essas experiências, na maioria das vezes positivas, que me trouxeram até aqui, muito feliz, mais maduro e realizado.

Em seguida, agradeço à minha esposa Camilla Greco por todo amor e incentivo e por ter aceitado o desafio de acompanhar-me fora do país, participando efetivamente de todas as etapas da tese. Essa conquista é nossa!

Dito isto, agradeço então às pessoas e instituições que tornaram possível o fechamento deste ciclo e que de várias maneiras foram marcantes e decisivas:

- Ao Professor Dr. Marcos Callisto, pelas oportunidades, pelo incentivo, o respeito e a objetividade. Ao longo desses anos ele foi bem mais que um orientador, foi um grande amigo!!!
- Aos colegas e amigos do Laboratório Ecologia de Bentos e NUVELHAS, cuja convivência e colaboração tornaram nossas relações eternas, especialmente a: Carlos Bernardo Mascarenhas, Juliana França, Wander Ferreira, Rafael Ligeiro, Diego Macedo, Diego Castro, Deborah Regina.
- Aos Colegas e amigos do Laboratório Ecologia de Peixes (UFLA). Em especial ao Professor Paulo Pompeu, cuja colaboração se estendeu muito além dos limites desta tese.
- Ao Professor Dr. Rui Cortes, à Dra. Samantha Hughes e à Dra. Simone Varandas e toda a equipe do Laboratório de Ecologia Fluvial da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, por me aceitarem na equipe e por incluírem Camilla e eu em suas vidas pessoais. Ao longo dos dez meses em Vila Real. Eles foram a nossa família. Jamais esquecerei o incentivo, a

paciência e a dedicação de toda a equipe, que permitiu o sucesso da parceria Brasil / Portugal, tanto no âmbito profissional quanto pessoal.

- Ao Dr. Robert Hughes (EPA – USA) pela amizade, colaboração científica e pelos preciosos conselhos profissionais e pessoais. *“To Bob for friendship, scientific collaborations and for precious advices”*
- Ao Professor José Luiz Guimarães Filho, pelo constante incentivo e pelos inúmeros conselhos.
- Aos professores, alunos e funcionários da UTAD pela receptividade e contribuição para que eu tivesse condições adequadas de trabalho.
- Aos amigos feitos em Vila Real durante o estágio sanduíche, em especial à Andreia Santos, Ricardo Tojal, Luís Brás, Samantha, Simone, Carlos, Joaquim Barreira, Vitor, Kátia, Marisa, Guilhermino, Patrícia, Ana Pinto, Luís Lamas.
- À equipe da CEMIG envolvida no P&D CEMIG/ANEEL, em especial ao Eng^o de Planejamento Energético Sr. André Cavallari e ao Eng^o Rander Tostes, gerente do P&D GT-2013.
- À equipe da FUNDEP responsável pelo gerenciamento do P&D CEMIG/ANEEL, em especial à técnica Renata Ferreira.
- A todos os professores e alunos do Programa de Pós Graduação e Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre PPG-ECMVS.
- À Cris e ao Fred, da secretaria do PPG-ECMVS, pelas incontáveis ajudas com problemas burocráticos e pessoais.
- Ao CNPq, pela bolsa de doutorado no Brasil.

- À CAPES, pela bolsa de doutorado sanduíche PDSE.
- À Secretaria de Educação de Minas Gerais pela licença concedida para que eu pudesse frequentar o doutorado, em especial à Exma. Sra. Secretária de Educação de Minas Gerais - Professora Dra. Ana Lúcia Gazzola e às técnicas responsáveis pelo recebimento e análise dos processos, tanto na 12ª Superintendência Regional de Ensino (Branca e Rosângela), quanto no DCRH, na Cidade Administrativa (Adriana Randazzo e Sirlene Vieira).
- Às diretoras da Escola Estadual Dona Judith Gonçalves - Maria Luzia, Mariza Antunes e Tatiane Amorim, pela ajuda e incentivo durante meu período de afastamento da Escola.
- À toda minha FAMÍLIA, em especial aos meus pais - Mauro e Macy, meus irmãos - Yatan, Natay, Taynara e Nayan e sobrinhos - Tuane, Tairon, Potira, unaê, Tunai, Rauã e Maurinho, por sempre zelarem pela união tão valorizada por todos nós.
- Ao meu filho Natan pela admiração, amizade e respeito. Tudo que faço é pra ele...
- À minha querida madrinha - tia Vilma Tupinambás, sempre presente em minha vida.
- Ao amigo Warley Silva Maia, pela disposição em desenhar duas das figuras utilizadas na tese.
- Ao Vitor Pereira (UTAD), pela ajuda na elaboração das matrizes e nos cálculos dos “traits”.
- A todos os meus amigos pessoais que ao longo da vida cultivaram meu respeito e admiração.

Muito obrigado a todos, inclusive àqueles que eu possa ter esquecido.

“A gratidão é o único tesouro dos humildes...”

William Shakespeare

SUMÁRIO

RESUMO	01
ABSTRACT	03
INTRODUÇÃO	05
CONTEXTUALIZAÇÃO DA TESE	12
PERGUNTAS, HIPÓTESES E OBJETIVOS	15
ÁREA DE ESTUDOS E DESCRIÇÃO DOS EXPERIMENTOS	17
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	31
CAPÍTULO I - <i>TAXONOMY, METRICS OR TRAITS? ASSESSING MACROINVERTEBRATE COMMUNITY RESPONSES TO DAILY FLOW PEAKING IN A HIGH REGULATED BRAZILIAN RIVER SYSTEM</i>	38
CAPÍTULO II - <i>MACROINVERTEBRATE RESPONSES TO DISTINCT HYDROLOGICAL PATTERNS IN A TROPICAL REGULATED RIVER</i>	76
CAPÍTULO III - <i>FISH STOMACH CONTENTS IN BENTHIC MACROINVERTEBRATE ASSEMBLAGE ASSESSMENTS</i>	88
CAPÍTULO IV – Os “DETETIVES DO RIO” INVERTEBRADOS AQUÁTICOS AJUDAM A AVALIAR IMPACTOS AMBIENTAIS DE BARRAMENTOS HIDRELÉTRICOS	108
CONCLUSÕES DA TESE	123
PERSPECTIVAS FUTURAS	124

RESUMO: Na contramão dos benefícios socioeconômicos advindos dos empreendimentos hidrelétricos (p.ex. geração de energia elétrica, abastecimento humano, regularização de cheias e atividades de lazer e turismo) a construção de reservatórios causa também impactos ambientais. O barramento de um rio influencia o regime hidrológico natural, modificando a frequência, duração e magnitude dos regimes naturais de vazão. Essas alterações modificam importantes características físicas e químicas da água e do sedimento e, conseqüentemente, dos habitats disponíveis para abrigo, alimentação e reprodução de comunidades biológicas, interferindo no funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Dentre as comunidades biológicas utilizadas como ferramentas em estudos de avaliação de impactos, os macroinvertebrados bentônicos têm se destacado. Através da avaliação da composição, estrutura e função destas comunidades têm sido estudados os impactos causados por alterações de vazão a jusante de reservatórios. Esta tese de doutorado, apresentada em quatro capítulos, avaliou a influencia de alterações sazonais, intra-sazonais e diárias de vazão em um trecho médio do Rio Grande (MG), a jusante do reservatório de Itutinga, sobre a composição estrutura e função das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, além de avaliar a eficiência da análise de conteúdo estomacal de peixes como ferramenta complementar em avaliações das comunidades de macroinvertebrados bentônicos. As amostragens foram realizadas em três tipos de habitats fluviais (remanso, praia e corredeira) nos períodos seco e chuvoso de 2010 e 2011. No primeiro capítulo foram avaliadas as respostas das comunidades de macroinvertebrados bentônicos a flutuações diárias de vazão, simulando picos diários de vazão em horário de pico de geração de energia hidrelétrica. Apenas no período seco as comunidades de macroinvertebrados bentônicos foram alteradas pelas flutuações diárias de vazão. Estas alterações foram influenciadas por modificações em características físicas e químicas da água relacionadas ao aumento repentino da área inundável, que aumentou a entrada de sólidos dissolvidos e nutrientes, vindos das margens, modificando parâmetros como turbidez, sólidos totais dissolvidos e fósforo total. No segundo capítulo, foram avaliadas as respostas das comunidades de macroinvertebrados bentônicos a alterações sazonais e intra-sazonais de vazão. Verificou-se que as variações intra-sazonais de vazão (altas e baixas) influenciam a composição, estrutura e funções de comunidades biológicas, e que os três habitats estudados são importantes para a estruturação e funcionamento dessas comunidades. O terceiro capítulo avaliou a eficiência da análise do conteúdo estomacal de espécies bentófagas de peixes como ferramenta complementar em avaliações de impactos ambientais. Verificou-se correlações positivas entre os *taxa* de macroinvertebrados nos estômagos dos

peixes com aqueles coletados no sedimento, assim como o grande potencial de *Eigenmannia virescens* (Sternopygidae - Gymnotiformes) como ferramenta complementar em avaliações de impactos em ecossistemas aquáticos. O quarto capítulo objetivou a divulgação científica dos dados obtidos nos capítulos 1 e 2, sendo apresentado em uma linguagem simplificada com ilustrações didáticas visando uma maior abrangência dos resultados e discussões. Isso pode contribuir para a divulgação de informações sobre construção de barragens, conservação dos ecossistemas aquáticos e biodiversidade. Conclui-se que as comunidades de macroinvertebrados bentônicos são sensíveis espacial e temporalmente a alterações de vazão. Portanto, as respostas destas comunidades aos impactos ambientais de alterações de vazão a jusante de reservatórios podem ser utilizadas durante o planejamento, construção e operação dos empreendimentos energéticos no Brasil, como ferramenta para determinação de vazões ambientais.

Palavras chave: Vazão Ambiental; Vazão Ecológica; Impacto Ambiental; Bioindicadores; Comunidades Aquáticas; Ecossistemas Aquáticos, Macroinvertebrados bentônicos, traits, métricas biológicas; Conteúdo estomacal de peixes.

ABSTRACT: In the unlike way of the socio-economic benefits provided by the reservoirs (e.g. power generation, human supply, flood regulation and activities of leisure and tourism) the reservoir construction also causes environmental impacts. The river damming influences the natural hydrological regime, which changes the frequency, duration and magnitude of natural flow regimes. These changes alter important physical and chemical characteristics of water and sediment and consequently the habitats available for shelter, feeding and reproduction of biological communities, which influence the aquatic ecosystems functioning. Among the biological communities used as tools in aquatic impact assessments, the benthic macroinvertebrates have been highlighted. These organisms play a central role in riverine food webs by converting algae and organic detritus in animal tissue, available for feeding fish. Through the evaluation of composition, structure and function of these communities, it has been possible to detect and quantify their responses to impacts caused by flow changes downstream of reservoirs. The present thesis evaluated the influence of inter and intra-seasonal and daily flow changes downstream Itutinga reservoir, and assess the efficiency of fish stomach analysis as a tool in environmental assessments. Flow manipulation experiments were performed downstream of Itutinga Reservoir, Minas Gerais, over two years (2010 and 2011) under different flow values in different habitats types (backwater, beach and rapids). In the first chapter the responses of benthic macroinvertebrate communities to daily flow peaking were evaluated, simulating the daily hours of power generation peaking. We observed that benthic macroinvertebrate communities are altered by daily flow peakings only in the dry period. These alterations were influenced by changes in basic physical and chemical water characteristics, related to the expansion flow onto the adjacent floodplain, resulting in increased input of allochthonous organic material and sediments, such as turbidity, total dissolved solids and nutrients. In the second chapter, the responses of benthic macroinvertebrate communities to inter-seasonal and intra-seasonal flow alterations were evaluated. The intra-seasonal variations (high and low values) influenced the abundance, composition and structure of biological communities. The communities were structured based in the sediment heterogeneity and composition, forming the available micro-habitats. In the third chapter the effectiveness of the analysis of stomach contents of benthophagous fish species as a tool to assess macroinvertebrate communities were evaluated. Positive correlations have been detected between the benthic macroinvertebrate *taxa* from fish stomachs to those *taxa* from sediment. The *taxa* accumulation curves show that *Eigenmannia virescens* (Sternopygidae - Gymnotiformes) had a rapid ascending curve than the sediment

samples. In addition, fish stomach samples had higher dispersion values than sediment samples, which revealed their potential in assessments of benthic communities. The fourth chapter aimed to disseminate scientific data obtained from Chapters 1 and 2. It is presented in a dynamic text, with didactic and illustrative graphics, tables and figures that may contribute to the dissemination of knowledge on dams impacts to the aquatic ecosystems functioning. It was concluded that benthic macroinvertebrate communities are sensitive to changes in flow, either in temporal or spatial scales. Other conclusion was that the prediction, evaluation and monitoring of the dam impacts, especially in the downstream stretches, should be considered during the planning, construction and operation of reservoirs in Brazil. Thus, as showed, the macroinvertebrate communities provide relevant information on the functioning of aquatic ecosystems, and can be used as a tool in Environmental Flows requirements.

Key-words: benthic macroinvertebrates, environmental flows; environmental impacts; bioindicators; aquatic communities; aquatic ecosystems, macroinvertebrates traits, biological metrics

INTRODUÇÃO

O Brasil é hoje a 6ª maior economia mundial e encontra-se em acelerado processo de desenvolvimento associado ao seu crescimento populacional (Ministério da Fazenda, 2012). Uma das molas mestras que permitiu o avanço do país foi o investimento na geração, transmissão e distribuição de energia elétrica, da qual cerca de 70% é gerada em usinas hidrelétricas (von Sperling, 2012). A geração de energia hidrelétrica se dá, grosso modo, por gravidade, partir da turbinagem de água armazenada em reservatórios formados a partir do barramento de rios (Kumar et al., 2011; von Sperling, 2012).

A construção de reservatórios é uma antiga prática humana que visa principalmente armazenar a água abundante no período de chuvas, garantindo sua disponibilidade nos períodos de seca (Agostinho et al., 2007). De 1930 até 1970 ocorreu um “boom” mundial na construção de reservatórios para geração de energia, que representava o desenvolvimento e crescimento econômico, principalmente em países na Europa e América do Norte (World Commission on Dams, 2000; von Sperling, 2012). Atualmente, no mundo, mais de 60% dos grandes rios são altamente ou moderadamente barrados (World Commission on Dams, 2000; Kumar et al., 2011). No Brasil esse incremento na construção de reservatórios começou timidamente a partir de 1950 e, até hoje, as usinas hidrelétricas são a principal forma de geração de energia elétrica (Agostinho et al., 2007; von Sperling, 2012). As informações sobre o histórico da construção de reservatórios no Brasil é muito dispersa, ainda assim, segundo o Balanço Energético Nacional de 2011 estima-se que existam mais de 900 usinas hidrelétricas distribuídas por todos os estados. Outras centenas de reservatórios estão em processo de construção e/ou planejamento para atender a crescente demanda (Ministério de Minas e Energia, 2012; von Sperling, 2012).

Além de propiciar o acúmulo da água e a geração de energia que permitem o desenvolvimento tecnológico, urbano e industrial (Agostinho et al., 2007), os reservatórios permitem também o desenvolvimento de outros benefícios socioeconômicos, a saber: provisão de água para consumo e produção de alimentos; regularização da vazão e controle de cheias e secas; além de serviços como geração de empregos, atividades de recreação, esporte, pesca e turismo (World Commission on Dams, 2000; Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2003; Acreman & Ferguson, 2010; Arthington et al., 2010; Poff et al., 2010).

Paralelamente, na contramão dos benefícios dos reservatórios relacionados ao desenvolvimento tecnológico, urbano, industrial e social propiciados à sociedade, observam-se também alguns “desserviços” devido às alterações na hidrologia e na dinâmica natural dos ecossistemas aquáticos e terrestres (Poff et al., 1997; Agostinho et al., 2007). A ruptura do regime hidrológico natural que altera a magnitude, a duração e a frequência de cheias e secas, promovendo a estabilização artificial da vazão ao longo do ciclo hidrológico anual nos trechos a jusante (Bunn & Arthington, 2002; Agostinho et al., 2007). O ambiente lótico, tipicamente dinâmico, com variações sazonais, longitudinais e laterais, típico dos rios, claramente descrito por Vannote et al. (1980), é interrompido pelo surgimento de um grande trecho lêntico formado pelo reservatório, que interfere em características físicas e químicas da água e na dinâmica dos detritos orgânicos e inorgânicos que ficam retidos no fundo dos reservatórios (Barbosa et al., 1999; Agostinho et al., 2007). Estas alterações hidrológicas e de qualidade da água interferem diretamente na quantidade e qualidade de habitats disponíveis para abrigo, alimentação e reprodução dos organismos aquáticos, alterando o funcionamento desses ecossistemas (Bunn & Arthington, 2002; Agostinho et al., 2007) e favorecendo a extinção de espécies e/ou a introdução de espécies exóticas (Dudgeon et al., 2006).

Nas últimas décadas, o manejo adequado de reservatórios emergiu como um dos maiores desafios para a conservação e manejo dos ecossistemas aquáticos continentais (Dudgeon et al., 2006; Acreman & Ferguson, 2010; Navarro-Llácer et al., 2010). Acompanhando a tendência mundial em conciliar desenvolvimento e crescimento econômico com a conservação ambiental (*Desenvolvimento Sustentável*) aumentaram também as discussões sobre as vazões mínimas empregadas a jusante de reservatórios, surgindo assim o termo “Vazão Ambiental” ou “Vazão Ecológica” (Suen & Eheart, 2006). Essas vazões devem atender às necessidades socioeconômicas da população e também às necessidades estruturais e funcionais dos ecossistemas aquáticos (Poff et al., 2010), contribuindo para a conservação da biodiversidade.

Existem centenas de métodos para determinação da Vazão Ambiental a jusante de reservatórios (Tharme, 2003). Em geral esses métodos podem ser classificados em quatro grupos: (i) hidrológicos (utilizam valores históricos de vazão com variável indicadora de funções ecológicas e biológicas); (ii) hidráulicos (correlacionam vazão com área de habitat disponível com base na morfologia do rio); (iii) simulações de habitats (utilizam dados de espécies-alvo em conjunto com os dados hidráulicos para determinar o habitat ideal); e (iv) holísticos (buscam uma avaliação mais abrangente do ecossistema, considerando também aspectos econômicos e sociais) (Collischonn et al., 2005; Souza et al., 2005).

Entre estas metodologias as mais utilizadas no Brasil são as hidrológicas (p.ex. $Q_{7,10}$), por serem de mais fácil aplicação e de menor custo financeiro (Benetti et al., 2003; Tharme, 2003). A limitação destas metodologias é que estão focadas principalmente na geração de energia, mantendo a jusante, uma vazão mínima (Collischonn et al., 2005), não integrando outros aspectos relacionados ao funcionamento dos ecossistemas, tais como, vazões extremas, inundação de áreas alagáveis, interações bióticas e abióticas das comunidades biológicas

(Benetti et al., 2003; Acreman & Ferguson, 2010). Em alguns casos são consideradas as necessidades básicas para manutenção de habitats visando de manter as populações de espécies de peixes “alvo” a jusante de reservatórios, julgando que se as condições de habitats estiverem boas para os peixes, estarão também para os outros grupos de organismos aquáticos (Oliveira & Cortes, 2005). Entretanto, a estabilização da vazão a jusante de reservatórios provoca diversos impactos nas comunidades aquáticas e no funcionamento dos ecossistemas, que não necessariamente são detectadas através do monitoramento de espécies “alvo” (Benetti et al., 2003). Além disso, cabe resaltar que os padrões e os processos observados nas comunidades aquáticas são determinados localmente e que cada bacia hidrográfica apresenta características próprias relacionadas à geologia, geomorfologia, regime hidrológico, pressões antrópicas (Oliveira & Cortes, 2005). Portanto, essas metodologias mais utilizadas são consideradas insuficientes para garantir o funcionamento adequado desses ecossistemas.

Considerando as lacunas deixadas pelas metodologias existentes a utilização de atributos de comunidades biológicas e/ou organismos bioindicadores podem contribuir para a parametrização da “Vazão Ambiental” (Suen & Eheart, 2006) e têm se tornado uma tendência mundial (Gore et al., 2001; Poff & Zimmerman, 2010; Rolls et al., 2012). No Brasil, a utilização de parâmetros biológicos em programas de avaliação e monitoramento de impactos ambientais não acompanhou as tendências mundiais e encontra-se em fase inicial, entretanto, algumas instituições, além de empresas públicas e privadas estaduais e federais têm incentivado e financiado estudos para avaliação e monitoramento de bacias hidrográficas, em parceria com universidades e órgãos públicos de regulamentação e fiscalização (agências, fundações, secretarias). Como exemplo destacam-se os projetos de Pesquisa e Desenvolvimento (P&D) financiados pela ANEEL/CEMIG (informações disponíveis no endereço eletrônico: www.cemig.com.br)

As comunidades biológicas aquáticas estão adaptadas ao regime hidrológico natural em suas respectivas bacias hidrográficas, apresentando características adaptativas (p.ex. época e tipo de reprodução), morfológicas (p.ex. tamanho e formato do corpo) e comportamentais (p.ex. drift, cuidado parental) (Townsend & Hildrew, 1994). Neste sentido, as respostas destas comunidades às alterações de vazão, em termos de composição, estrutura e função podem e devem ser utilizadas como ferramentas complementares (bioindicadores) nas tomadas de decisões sobre “Vazões Ambientais” (Rosenberg & Resh, 1993; Poff et al., 1997).

Dentre as várias comunidades aquáticas influenciadas pelas alterações no regime hidrológico, as comunidades de macroinvertebrados bentônicos estão entre as mais afetadas (Dewson et al., 2007). Estas comunidades biológicas são formadas, em sua maioria, por insetos em fase imaturas, visíveis a olho nú, que habitam o substrato de fundo e a vegetação marginal de rios e reservatórios (Mandaville, 2002). Estes organismos apresentam características como ciclo de vida longo, pouca mobilidade e são relativamente fáceis de amostrar e de identificar (Barbour et al., 1998). Por isso, vêm sendo amplamente utilizados como ferramentas em avaliações e monitoramento de impactos humanos em ecossistemas aquáticos (Rosenberg & Resh, 1993; Callisto et al., 2001; Dolédec & Statzner, 2008), incluindo impactos causados pela construção de barragens, relacionados às alterações no regime hidrológico (Cortes et al., 2002; Almeida et al., 2009; Maroneze et al., 2011b). Além disso, estes organismos estão associados aos substratos orgânicos e inorgânicos (Fleituch, 2003) e são importantes elementos na teia alimentar de rios (Northcote, 1988), convertendo algas e detritos orgânicos em tecido animal (Graça, 2001; Barbour et al., 2012) disponível para a alimentação de vertebrados, em especial das espécies bentófagas de peixes (Armitage, 1995; Tupinambás et al., 2007).

As amostragens de comunidades bentônicas são realizadas através do uso de múltiplas ferramentas (p.ex. Surbers, kicking-nets, dragas,), dependendo do ecossistema estudado (córregos, rios, reservatórios), do substrato (orgânico e inorgânico) e dos objetivos do estudo (Buss & Borges, 2008; Chadd, 2010). Em grandes rios as amostragens são, na maioria das vezes, limitadas às margens por questões logísticas e financeiras (Bartsh et al., 1998; Reece & Richardson, 2000; Hughes et al., 2012) e, portanto, acredita-se que muitos habitats permanecem subamostrados nessas avaliações (Hughes et al., 2012). Para complementar as amostragens convencionais das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, alguns autores têm utilizado e sugerido a análise do conteúdo estomacal de peixes bentófagos (Callisto et al., 2002; Russo et al., 2002; Galina & Hahn, 2004), por estes apresentarem características morfológicas e fisiológicas adaptadas à procura e captura de macroinvertebrados em diferentes tipos de substratos e micro-habitats, dificilmente amostrados pelos métodos convencionais de amostragem (Tupinambás et al., 2007; Maroneze et al., 2011a).

As respostas dos macroinvertebrados às alterações no ambiente são estudadas desde o início do século passado (Statzner et al., 2001). A partir da avaliação de atributos destas comunidades relacionados à composição taxonômica, estrutura e função é possível avaliar a magnitude dos impactos causados por alterações de vazão a jusante de reservatórios (Chessman et al., 2010a; Brooks et al., 2011).

Há cerca de 10 anos a maioria dos estudos utilizando macroinvertebrados bentônicos eram realizados através da utilização de métricas relacionadas à composição e estrutura de comunidades (Figura 1), tais como abundância relativa, riqueza taxonômica, índices de diversidade, índices biológicos de qualidade de água, densidade de organismos, entre outras (Li et al., 2010). Nos últimos anos observa-se uma tendência à inclusão de métricas

relacionadas às funções biológicas e ecológicas destas comunidades, os chamados “traits” (Usseglio-Polatera et al., 2000; Bonada et al., 2007; Feio & Dolédec, 2012) (Appendices 1 e 2). A abordagem de “traits” acrescenta informações biológicas (p.ex. tamanho corporal, estágios aquáticos, ciclo de vida, hábitos alimentares, reprodução, respiração e locomoção) e ecológicas (p.ex. distribuição transversal, preferências pelo tipo de substrato, velocidade da correnteza, estado trófico do ambiente) relacionadas aos diferentes taxa de macroinvertebrados bentônicos (Haybach et al., 2004), fornecendo uma imagem funcional dos ecossistemas (Figura 2), como descrito por Charvet et al. (2000). Estas informações podem ser comparadas entre diferentes eco-regiões e são capazes de detectar os impactos causados por atividades antrópicas, como por exemplo, construção de barragens, desmatamento e poluição (Charvet et al., 2000; Haybach et al., 2004). Assim como as métricas biológicas tradicionais, os “traits” também podem ser comparados à condições de referencia para avaliar o grau dos impactos em ecossistemas aquáticos (Chessman et al., 2010b; Varandas & Cortes, 2010; Brooks et al., 2011; Ferreira et al., 2011; Feio & Dolédec, 2012).

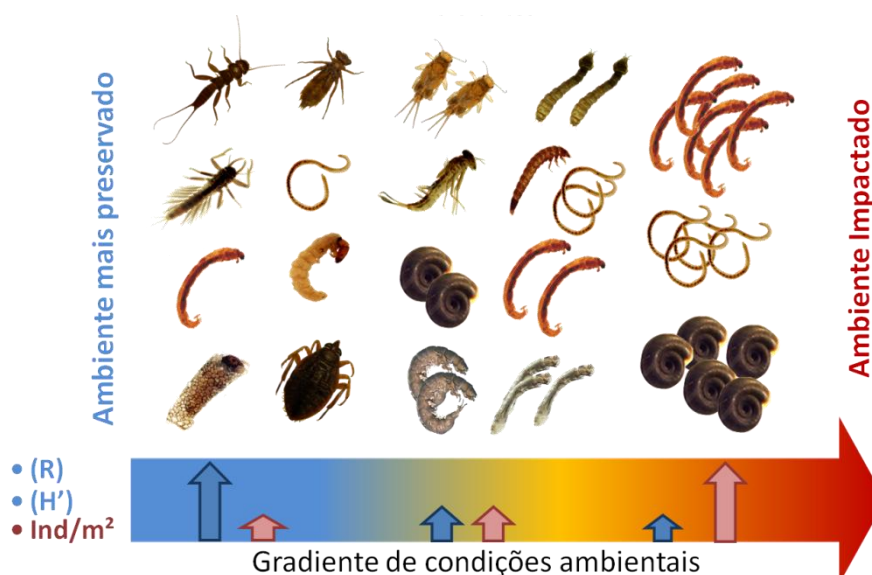


Figura 1. Gradiente conceitual de condições ambientais, onde se espera encontrar organismos sensíveis aos impactos humanos em ambientes mais preservados, assim como maiores valores de riqueza e diversidade de Shannon. Por outro lado, em ambientes mais impactados espera-se encontrar menores valores de riqueza e diversidade, e maiores valores de densidade (ind/m²), principalmente de organismos tolerantes e resistentes a impactos humanos.

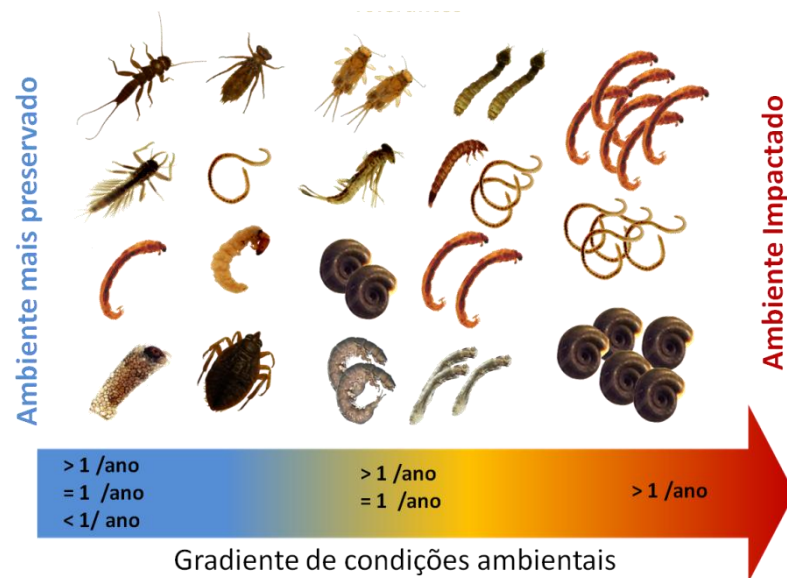


Figura 2. Gradiente conceitual de condições ambientais, relacionados com o “trait” biológico Número de Ciclos de Vida por Ano, onde se espera encontrar uma maior diversidade funcional relacionada ao número de ciclos de vida por ano em ambientes mais preservados. Por outro lado, espera-se uma simplificação da diversidade funcional em ambientes impactados. **>1/ano** - mais de um ciclo reprodutivo/ano; **=1/ano** – um ciclo de vida /ano; **<1/ano** – menos de um ciclo reprodutivo por ano.

CONTEXTUALIZAÇÃO DA TESE

Esta tese de doutorado é parte do projeto de Pesquisa e Desenvolvimento (P&D) GT-203, financiado pela ANEEL/CEMIG. O principal objetivo deste projeto foi promover o desenvolvimento de metodologia para parametrização de Vazão Ambiental através da utilização de bioindicadores, envolvendo a participação de três instituições de ensino e pesquisa: Universidade Federal de Minas Gerais (responsável pelos estudos referentes às comunidades de macroinvertebrados bentônicos e parâmetros físicos e químicos da água e sedimento), Universidade Federal de Lavras (responsável pelos estudos da ictiofauna) e o Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais (responsável pela modelagem hidráulica utilizando os resultados biológicos visando uma metodologia para parametrização de vazões ambientais).

Inicialmente o projeto idealizava a realização de experimentos de manipulação de vazão, viabilizados pela CEMIG, a jusante de dois reservatórios, porém, devido a questões logísticas relacionadas aos procedimentos da operação dos reservatórios, os experimentos foram realizados apenas a jusante do reservatório de Itutinga, no sul do Estado de Minas Gerais (MG). Acreditamos que a oportunidade de manipulação de vazão a jusante do reservatório foi inovadora no país e sinaliza uma mudança na forma de pensamento dentro do sistema que administra a geração de energia hidrelétrica no Brasil, visando a manutenção da biodiversidade e funcionamento adequado dos ecossistemas aquáticos no Brasil, paralelamente à geração de energia hidrelétrica.

Entre setembro de 2009 e dezembro de 2011 foram realizadas todas as amostragens de campo e cursadas as disciplinas no Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da vida Silvestre (PPG-ECMVS). Inicialmente, a bolsa de doutorado foi financiada pelo projeto P&D. Em 2011, através de uma seleção interna no PPG-ECMVS, a bolsa de doutorado passou a ser financiada pelo CNPq e durante o período de estágio sanduíche em Portugal a bolsa foi financiada pela CAPES (PDSE).

Durante o doutorado foram também realizadas apresentações dos resultados parciais através da publicação e apresentação de trabalhos em eventos nacionais e internacionais (Congresso de Limnologia - 2011, Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos – 2011; Congresso Ibérico de Limnologia - 2012), e também missões científicas internacionais para análise e discussão de dados (Instituto do Mar / Universidade de Coimbra - 2010 e Environmental Protection Agency / Oregon State University - 2011). Entre março e dezembro de 2012, durante o doutorado sanduíche na Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, foram realizadas as análises finais e a redação dos manuscritos, onde, sob a orientação do Prof. Rui Cortes, e sua equipe (Dra. Samantha Hughes, Dra. Simone Varandas) foram

adaptadas metodologias para a utilização da abordagem de “traits” em região tropical e realizadas análises multivariadas.

A presente tese foi desenvolvida em um trecho do rio Grande, a jusante do reservatório de Itutinga, em Minas Gerais. A tese está organizada em 4 capítulos, apresentados em formato de manuscritos. Três deles foram escritos e formatados para submissão a revistas científicas e um foi redigido visando a submissão a uma revista de divulgação científica. O primeiro capítulo objetivou a utilização de três grupos de dados obtidos a partir das amostragens das comunidades de macroinvertebrados bentônicos: composição taxonômica (abundância), estrutura (métricas) e função (“traits”); associados a variáveis ambientais de coluna d’água para avaliar o impacto de flutuações diárias de vazão a jusante do reservatório. O segundo capítulo objetivou a utilização da mesma abordagem do capítulo 1 para avaliar a influencia de variações sazonais e intra-sazonais para a estruturação e funcionamento dos ecossistemas aquáticos. O terceiro capítulo avaliou a utilização de espécies bentófagas de peixes como ferramenta em avaliações de comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Finalmente, o quarto sintetiza os resultados e as discussões obtidas nos capítulos 1 e 2, visando a divulgação e popularização dos resultados e das discussões levantadas, referentes aos impactos e benefícios da construção de reservatórios hidrelétricos e sobre a geração de energia no Brasil.

PERGUNTAS, HIPÓTESES E OBJETIVOS

Capítulo 1

Pergunta 1: Flutuações diárias de vazão a jusante de um barramento hidrelétrico influenciam a estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos a jusante?

Hipóteses: Flutuações diárias de vazão alteram (i) a qualidade de água e (ii) a composição do sedimento, que refletem na qualidade e quantidade de micro-habitats disponíveis, (iii) que por sua vez influenciam a composição, estrutura e funções das comunidades biológicas aquáticas.

Objetivo: Avaliar a influência de alterações diárias de vazão sobre a qualidade da água, a composição do sedimento, e as comunidades de macroinvertebrados bentônicos

Capítulo 2

Pergunta 2: Variações sazonais e intra-sazonais de vazão influenciam a estrutura e funcionamento de ecossistemas aquáticos?

Hipóteses: Variações sazonais e intra-sazonais de vazão alteram (i) parâmetros físicos e químicos da água (ii) a composição do sedimento, que reflete na qualidade e quantidade de micro-habitats disponíveis, (iii) que por sua vez influenciam a composição, estrutura e funções de comunidades biológicas aquáticas.

Objetivo: Avaliar a importância de variações sazonais e intra-sazonais de vazão sobre a qualidade da água, a composição do sedimento, e as comunidades de macroinvertebrados bentônicos.

Capítulo 3

Pergunta 3. A análise do conteúdo estomacal de espécies bentófagas de peixes pode ser utilizada como ferramenta em avaliações de comunidades de macroinvertebrados bentônicos?

Hipóteses: Os *taxa* de macroinvertebrados bentônicos amostradas nos estômagos dos peixes bentófagos são (i) similares aos *taxa* encontrados no sedimento e (ii) suas abundâncias nos estômagos estão significativamente e positivamente correlacionadas com as abundâncias encontradas no sedimento, especialmente quando os habitats típicos das espécies de peixes e dos macroinvertebrados se assemelham. (iii). As análises dos conteúdos estomacais de peixes bentófagos generalistas podem amostrar *taxa* de maneira mais eficiente do que as amostras de sedimento e podem contribuir para acrescentar *taxa* ausentes aos inventários convencionais

Objetivos: Avaliar a eficiência da análise do conteúdo estomacal de espécies bentófagas de peixes como ferramenta em amostragens de comunidades de macroinvertebrados bentônicos.

Capítulo 4

Este capítulo objetivou a sintetização dos capítulos 1 e 2 para submissão a uma revista de divulgação científica, no sentido de ampliar o as discussões com a comunidade não científica acerca de impactos e benefícios da construção de barragens para geração de energia elétrica.

ÁREA DE ESTUDOS E DESCRIÇÃO DOS EXPERIMENTOS

Área de Estudos

Este projeto foi desenvolvido ao longo de dois anos (2010 e 2011), em um trecho lótico de aproximadamente 20 KM de extensão, localizado entre os reservatórios de Itutinga e Funil, no Rio Grande, Minas Gerais (44°39'W, 21°16'S; 850 m) (Figura 3).

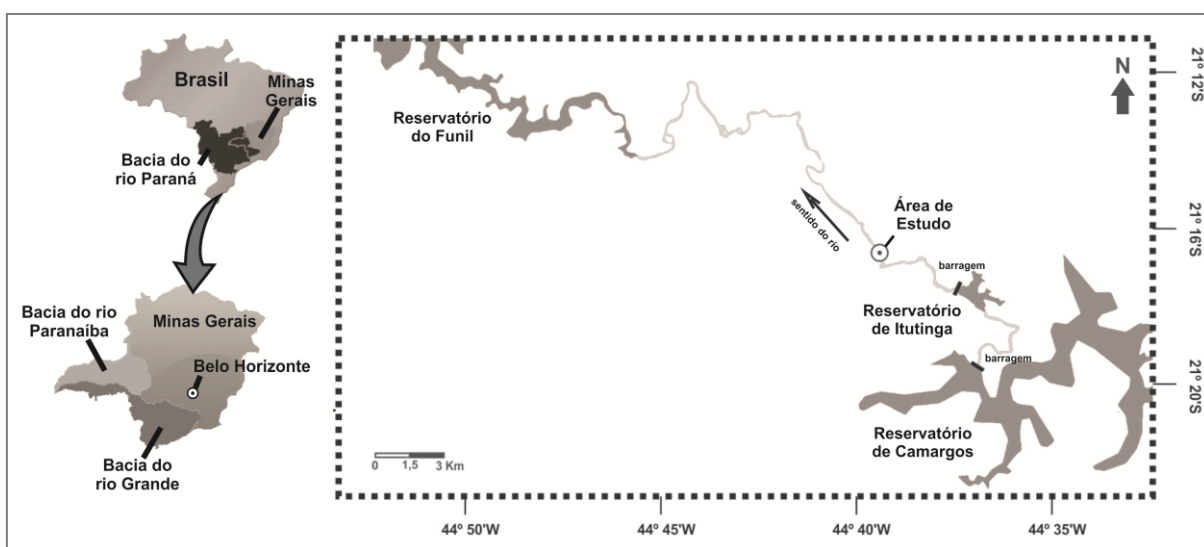


Figura 3. Localização da área de estudos no trecho lótico entre os reservatórios de Itutinga e Funil, bacia do Rio Grande, Minas Gerais, Sudeste do Brasil.

O Rio Grande tem sua nascente localizada na Serra da Mantiqueira (Bocaina de Minas- MG) e sua foz na confluência com o Rio Paranaíba, onde juntos, formam o Rio Paraná (Figura 3), na divisa entre os estados Minas Gerais, São Paulo e Mato Grosso do Sul (Santos, 2010). Ao longo de seus 1300 Km de extensão e área de drenagem de 143.000 Km² estão distribuídas 12 usinas hidrelétricas dispostas na seguinte ordem montante-jusante: Camargos, Itutinga, Funil, Furnas, Mascarenhas de Moraes, Estreito, Jaguará, Igarapava, Volta Grande, Porto Colômbia, Marimbondo e Água Vermelha (Santos, 2010).

O clima da região é subtropical úmido (Classificação de Köppen-Geiger: Cwb), com invernos secos de abril a setembro, com média de 107 ± 12 mm/mês, e verões úmidos de outubro a março, com média de 1.410 ± 156 mm/mês (Van Den Berg & Oliveira-Filho, 2000). A vegetação é típica de "Cerrado" com predominância de "Campos" e "Campos Cerrados" (Van Den Berg & Oliveira-Filho, 2000).

A área de estudos localiza-se a aproximadamente 5 Km a jusante do reservatório de Itutinga (Figura 3). Os pontos amostrais foram distribuídos pelos habitats fluviais típicos encontrados no trecho estudado (Figura 4): remansos (Figura 4 e 5), praias (Figura 4 e 6) e corredeira (Figura 4 e 7). Uma base estratégica para estadia da equipe, amostragem e processamento de amostras foi montada em uma propriedade particular localizada às margens do Rio Grande, próxima aos pontos amostrais (Figura 8).

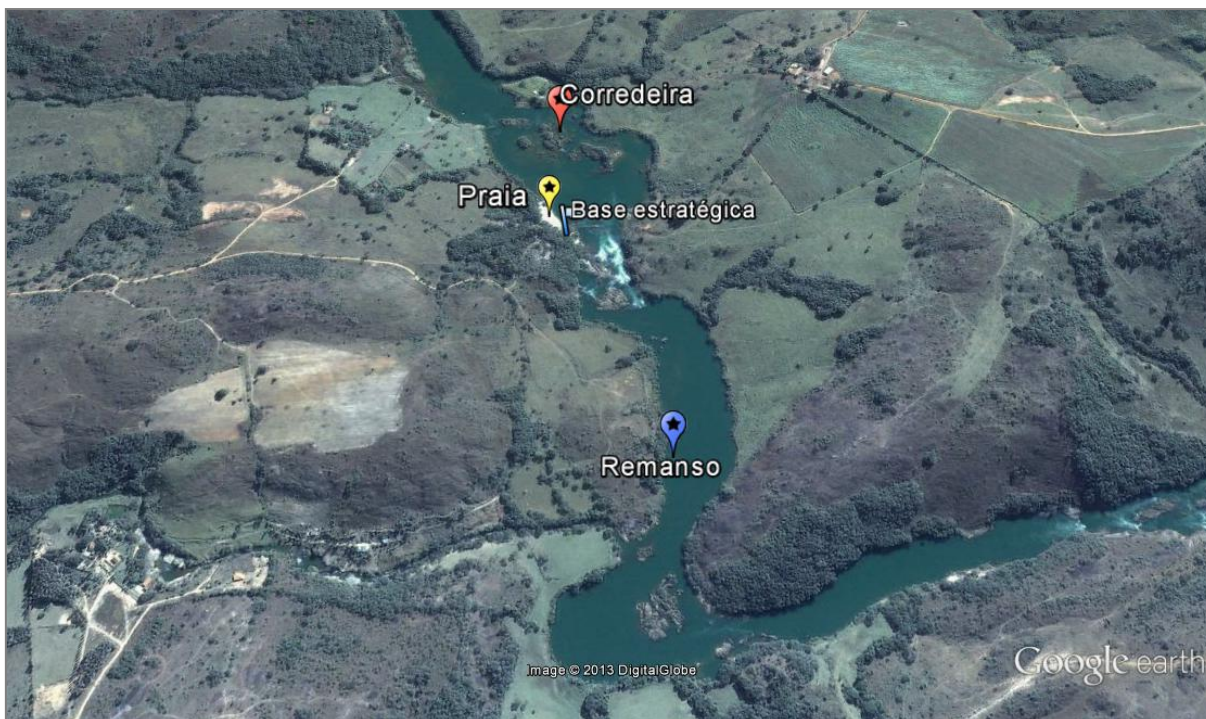


Figura 4. Imagem de satélite da área de estudos, localizada no Rio Grande, a jusante do reservatório de Itutinga, destacando os meso-habitats fluviais estudados e a localização da base estratégica da equipe para amostragem e processamento de amostras.



Figura 5. Visão geral do meso-habitat “remanso”, localizado a jusante do reservatório de Itutinga, Rio Grande.



Figura 6. Visão geral do meso-habitat “praia”, localizado a jusante do reservatório de Itutinga, Rio Grande.



Figura 7. Visão Geral do meso-habitat “corredeira”, localizado a jusante do reservatório de Itutinga, Rio Grande.



Figura 8. Visão geral do “Rancho”, base estratégica para coleta e processamento de amostras de água, sedimento, bentos e peixes, localizado a jusante do reservatório de Itutinga, Rio Grande.

Experimentos de manipulação de vazão

O reservatório de Itutinga pertence à CEMIG (Companhia Energética de Minas Gerais) e iniciou sua operação em 1955. Sua operação se dá em regime de fio d'água, ou seja, apresenta uma baixa capacidade de acumular água. Portanto, a realização dos experimentos de manipulação de vazão foi possível através de sua operação em conjunto com a operação do reservatório de Camargos, localizado logo a jusante (Figura 3), que possui cerca de 70 vezes maior capacidade de armazenamento de água (volume) (Tabela 1).

Foram realizados dois experimentos de manipulação de vazão a jusante do reservatório de Itutinga, denominados: (i) flutuações diárias de vazão (duas campanhas de amostragens; uma no período chuvoso e outra no período seco de 2010) e (ii) flutuações sazonais e intra-sazonais de vazão (quatro amostragens em 2010 e quatro amostragens em 2011: duas no período chuvoso e duas no período seco de cada ano).

Os valores de vazão, manipulados pela CEMIG foram baseados nas medianas, nos percentis 25-75% e nos extremos das vazões históricas entre 1931 e 1953 (Figura 9), período de anterior à construção dos reservatórios de Camargos e Itutinga, e também na logística de geração de energia, conforme a regra operativa do Operador Nacional do Sistema (ONS).

Tabela 1. Características gerais dos reservatórios de Itutinga e Camargos, situados no Rio Grande, Minas Gerais, Sudeste do Brasil.

Características gerais	Res. Itutinga	Res. Camargos
Início da operação	1955	1960
Área inundada (km ²)	2.03	50.46
Volumn(hm ³)	11.4	792
Altura da barragem(m)	23	36
Comprimento da barragem (m)	550	608
Capacidade instalada (MW)	52	45
Turbinas	4	2

Antes de cada amostragem, a vazão a jusante do reservatório de Itutinga foi mantida estável por 30 dias consecutivos, conforme o item (2) da Figura 10, com base nos valores selecionados para o período, a partir da análise gráfica das vazões históricas (Figura 9).

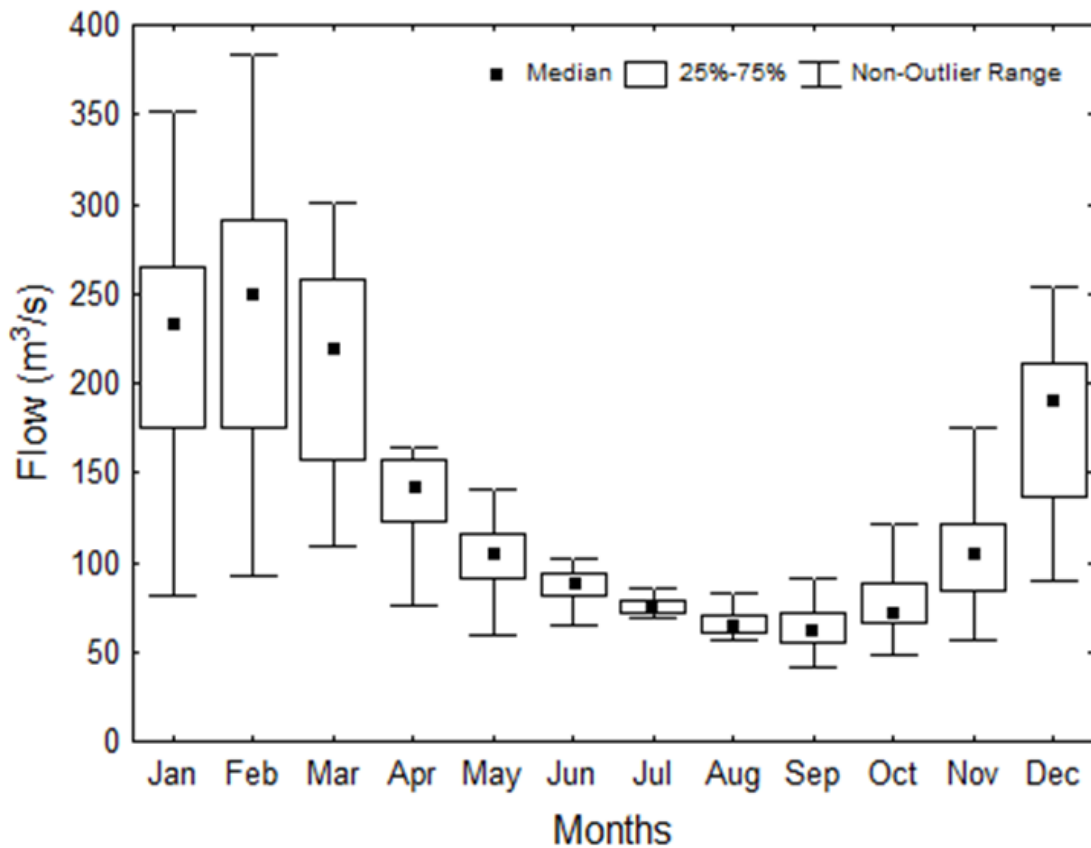


Figura 9. Variações históricas naturais entre os anos de 1931 e 1953 (median, percentis 25-75% e extremos) anteriores à construção do reservatório de Itutinga, Rio Grande. Fonte: Prof. Paulo Pompeu (UFLA).

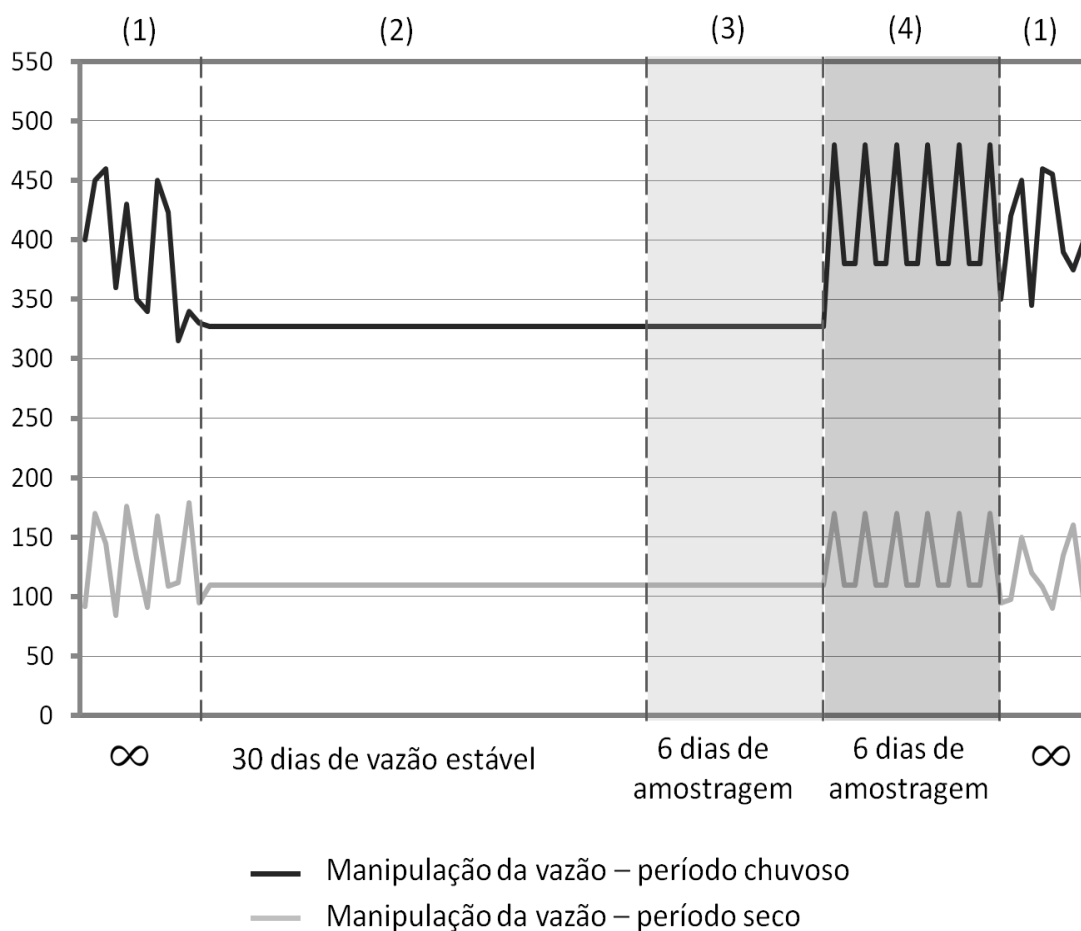


Figura 10. Esquema dos experimentos de manipulação de vazão, no período chuvoso (janeiro – 2010) e no período seco (julho – 2010), realizados a jusante do reservatório de Itutinga, Rio Grande, em 2010. O item (1) representa a operação normal do reservatório (∞); (2) representa os trinta dias de estabilização da vazão pré-coletas; (3) seis dias de amostragens sob influência da vazão estável; (4) seis dias de amostragens sob influência de flutuações diárias de vazão em horário de pico de geração de energia pelas usinas (entre 17:00 e 22:00hs).

Experimento 1

O primeiro experimento é referente ao capítulo 1 desta tese e simulou flutuações diárias de vazão em horário de pico de geração de energia (entre 17:00hs e 22:00hs) no período chuvoso (380-480 m³/s em janeiro de 2010) e no período seco (110-170 m³/s em julho de 2010). Após os trinta dias de estabilização da vazão (327 m³/s – período chuvoso; 108 m³/s – período seco) foram realizadas amostragens de água e sedimento durante seis dias

consecutivos em duas situações hidráulicas distintas: vazão constante e flutuações diárias de vazão, conforme itens (3) e (4) da Figura 10

Experimento 2

O segundo experimento é referente ao capítulo 2 desta tese e simulou vazões altas e baixas dentro dos períodos chuvoso e seco (intra-sazonais), ao longo de dois anos (2010 e 2011) (Tabela 2), com base nas variações intra-sazonais de vazão, observadas dentro de cada período sazonal (Figura 9). Após os trinta dias de estabilização da vazão foram realizadas amostragens de água e sedimento durante seis dias consecutivos em cada uma das oito situações hidráulicas distintas (Tabela 2), conforme item (3) da Figura 10)

Tabela 2. Vazões experimentais altas e baixas (intra-sazonais) selecionadas para amostragem nos períodos chuvosos e secos (sazonais) de 2010 e 2011, a jusante do reservatório de Itutinga, Rio Grande, MG..

Vazões experimentais			
Período chuvoso		Período seco	
2010			
janeiro - vazão alta	327 m ³ /s	julho - vazão alta	108 m ³ /s
março - vazão baixa	96 m ³ /s	outubro - vazão baixa	76 m ³ /s
2011			
março - vazão alta	222 m ³ /s	junho - vazão alta	109 m ³ /s
novembro - vazão baixa	110 m ³ /s	setembro - vazão baixa	65 m ³ /s

Comunidades de macroinvertebrados bentônicos

Experimento 1

Foram coletadas amostras de sedimento (n=4) com uma draga de Petersen (0.0375 m²) (Figura 11) em cada um dos três habitats (remanso, praia, corredeira) durante seis dias consecutivos em cada uma das duas amostragens realizadas em janeiro de 2010 (vazão constante e flutuações diárias) e julho de 2010 (vazão constante e flutuações diárias).

Resumindo, foram coletadas 24 amostras em cada um dos três hábitats, em cada uma das quatro situações hidráulicas avaliadas, totalizando 288 amostras de sedimento (4 dragas x 6 dias x 3 hábitats x 4 situações hidráulicas).



Figura 11. Detalhes das amostragens de sedimento realizadas a jusante do reservatório de Itutinga, Rio Grande, utilizando uma draga de Petersen. (A) Coleta do sedimento com a draga; (B) ensacamento das amostras.

Experimento 2

Foram coletadas amostras de sedimento ($n=4$) com uma draga de Petersen (Figura 11) em cada um dos três hábitats (remanso, praia, corredeira) durante seis dias consecutivos em cada uma das quatro amostragens realizadas em 2010 (janeiro, março, julho e outubro) e em 2011 (março, junho, setembro e novembro). Resumindo, foram coletadas 24 amostras em cada um dos três hábitats, em cada uma das oito situações hidráulicas avaliadas, totalizando 576 amostras de sedimento (4 dragas x 6 dias x 3 hábitats x 8 situações hidráulicas).

Processamento das amostras

As amostras foram lavadas sobre peneiras de 1,0, 0,5 e 0,25 mm (Figura 12 - A), preservadas em álcool 70%. Os organismos foram triados em bandejas transiluminadas (Figura 12 - B) e identificados ao nível de família (Pérez, 1988; Merritt & Cummins, 1998; Mugnai et al., 2010) no Laboratório Ecologia de Bentos da Universidade Federal de Minas Gerais. Em seguida, os organismos foram depositados na Coleção de Referência do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais.



Figura 12. Detalhes do processamento das amostras de macroinvertebrados bentônicos. (A) lavagem das amostras sobre peneiras; (B) triagem dos macroinvertebrados bentônicos em bandejas transiluminadas (B).

Caracterização de parâmetros físicos e químicos na coluna d'água

As amostras de água foram coletadas no habitat praia. Através de um estudo piloto verificou-se inexistência de diferenças significativas, nos parâmetros avaliados, entre os habitats, que estão situados no mesmo trecho de rio.

Experimento 1

As amostras de água foram coletadas durante seis dias consecutivos em cada uma das duas amostragens realizadas em janeiro de 2010 (vazão constante e flutuações diárias) e em

julho de 2010 (vazão constante e flutuações diárias), totalizando 24 amostragens (6 dias x 4 situações hidráulicas).

Experimento 2

As amostras de água foram coletadas durante seis dias consecutivos em cada uma das quatro amostragens realizadas em 2010 (janeiro, março, julho e outubro) e em 2011 (março, junho, setembro e novembro), totalizando 48 amostragens (6 dias x 8 situações hidráulicas).

Coleta e processamento das amostras de água

Foram mensurados temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), pH, turbidez (NTU), sólidos totais dissolvidos ($\mu\text{g L}^{-1}$) e potencial redox da água, através de um aparelho eletrônico multianalisador (YSI-6600). Amostras de água foram coletadas para análises laboratoriais de oxigênio (mg L^{-1}), alcalinidade total ($\mu\text{Eq L}^{-1}$ of CO_2), fósforo total (mg L^{-1}) e nitrogênio total (mg L^{-1}), baseadas no Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 1999).

Caracterização do sedimento

Experimento 1

Foi coletada uma amostra de sedimento (draga de Petersen) em cada um dos três habitats (remanso, praia, corredeira) durante seis dias consecutivos, em cada uma das duas amostragens realizadas em janeiro de 2010 (vazão constante e flutuações diárias) e em julho de 2010 (vazão constante e flutuações diárias), totalizando 72 amostras de sedimento (3 habitats x 6 dias x 4 situações hidráulicas).

Experimento 2

Foi coletada uma amostra de sedimento (draga de Petersen) em cada um dos três habitats (remanso, praia, corredeira) durante seis dias consecutivos, em cada uma das quatro amostragens realizadas em 2010 (janeiro, março, julho e outubro) e em 2011 (março, junho-setembro e novembro), totalizando 144 amostras de sedimento (3 habitats x 6 dias x 8 situações hidráulicas).

Processamento das amostras de sedimento em laboratório

No Laboratório Ecologia de Bentos a composição granulométrica do sedimento foi determinada através do método de peneiramento, segundo Suguio (1973), modificado por Callisto & Esteves (1996). Os teores de matéria orgânica nos sedimentos foram determinados através do método gravimétrico.

Amostragens de peixes e análises do conteúdo estomcal

As amostragens de peixes foram realizadas pela equipe do Laboratório Ecologia de Peixes da Universidade Federal de Lavras. Os peixes foram coletados durante seis dias consecutivos, nas mesmas situações hidráulicas descritas anteriormente, em 2010 (janeiro, março, julho e outubro) e em 2011 (março, junho, setembro e novembro), através de redes de emalhar (cada rede: 10 m x 1,6 m; 2,4 até 10 cm entre nós opostos), armadas ao longo da área de estudos, distribuídas pelos diferentes tipos de habitats. As redes permaneceram expostas por 24 horas e foram vistoriadas a cada 12:00 horas (06:00 hs e 18:00 hs). Todos os espécimes capturados foram medidos, pesados, numerados e fixados em formalina 10%. Os estômagos foram fixados através da injeção de formalina 10%. No Laboratório de Ecologia de Peixes (UFLA), cada espécime identificado e transferido para álcool 70%.

Por terem sido relativamente abundantes, por apresentarem alta capacidade de forrageamento e hábitos alimentares bentófagos (Fugi et al., 2001), três espécies de peixes foram selecionadas para avaliar seu potencial como ferramenta complementar em amostragens de macroinvertebrados bentônicos, sendo: 16 *Eigenmannia virescens* (Valelnciennes, 1836) (Sternopyidae - Gymnotiformes); 15 *Iheringichthys labrosus* (Lütken, 1784) (Pimelodidae – Siluriformes); 13 *Leporinus amblyrhynchus* Garavelli & Britski, 1987 (Anostomidae - Characiformes) (Figuras 13, 14 e 15).

Os estômagos destas três espécies de peixes foram dissecados (Figura 16 - A) e os conteúdos estomacais foram identificados e quantificados no Laboratório Ecologia de Peixes (UFLA) para a caracterização da dieta, conforme descrito por Gandini et al. (2012). Os macroinvertebrados bentônicos encontrados nos estômagos destas espécies foram colocados em álcool 70% e encaminhados para o Laboratório Ecologia de Bentos (UFMG) e identificados ao nível de família (Pérez 1988; Merritt & Cummins 1998; Mugnai et al., 2010) (Figura 16 – B e C) e quantificados através do método volumétrico (Hyslop, 1980).

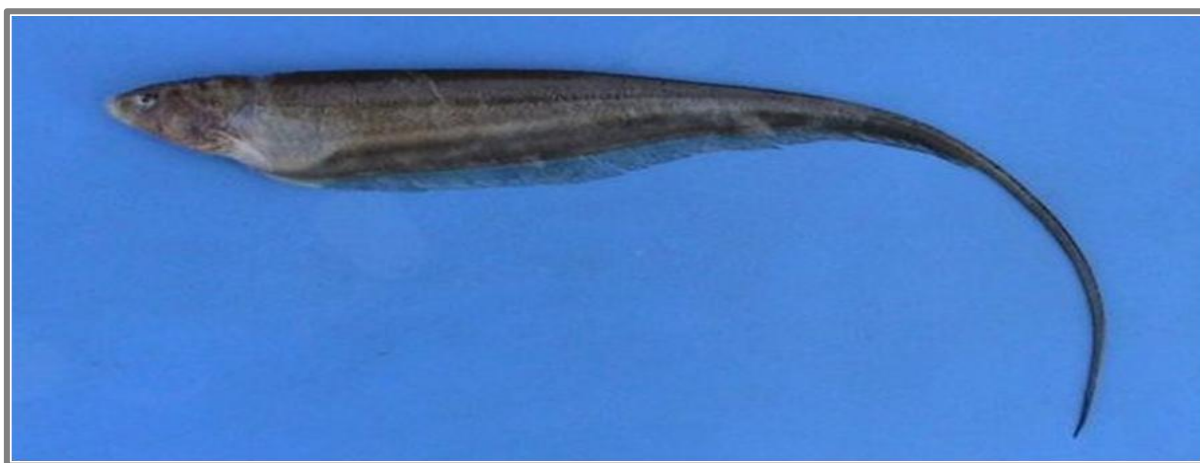


Figura 13. Indivíduo de *Engenmannia virescens*. Foto cedida pelo ictiólogo Carlos Bernardo Mascarenhas Alves. Os indivíduos analisados mediram em média 5,9 cm de comprimento total (CT).



Figura 14. Indivíduo de *Iheringichthys labrosus* - Pimelodidae. Foto cedida pelo ictiólogo Carlos Bernardo Mascarenhas Alves. Os indivíduos analisados mediram em média 18,9 cm de comprimento total (CT).



Figura 15. Indivíduo de *Leporinus amblyrhynchus* - Anostomidae. Foto cedida pelo ictiólogo Carlos Bernardo Mascarenhas Alves. Os indivíduos analisados mediram em média 18,9 cm de comprimento total (CT).

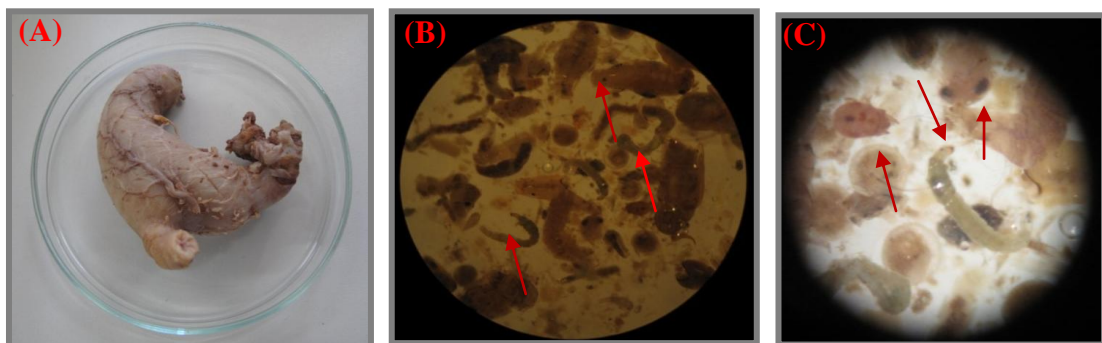


Figura 16. Detalhes das análises de conteúdo estomacal: (A) estômago dissecado; (B e C) visão do conteúdo estomacal (sob lupa), com destaque para os macroinvertebrados bentônicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acreman, M. C., & A. J. D. Ferguson, 2010. Environmental flows and the European Water Framework Directive. *Freshwater Biology* 55: 32–48, <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2009.02181.x>.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, & F. M. Pelicice, 2007. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios no Brasil*. EDUEM, Maringá, 501 pp.
- Almeida, E. F., R. B. Oliveira, R. Mugnai, J. L. Nessimian, & D. F. Baptista, 2009. Effects of Small Dams on the Benthic Community of Streams in an Atlantic Forest Area of Southeastern Brazil. *International Review of Hydrobiology* 94: 179–193, <http://doi.wiley.com/10.1002/iroh.200811113>.
- APHA, 1999. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. APHA, Washington, 1220 pp.
- Armitage, P. D., 1995. Chironomidae as food In Armitage, P. D., P. S. Cranston, & L. C. V. Pinder (eds), *The Chironomidae: the biology and ecology of non-biting midges*. Chapman & Hall, New York: 423–435.
- Arthington, A. H., R. J. Naiman, M. E. McClain, & C. Nilsson, 2010. Preserving the biodiversity and ecological services of rivers: new challenges and research opportunities. *Freshwater Biology* 55: 1–16, <http://blackwell-synergy.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2427.2009.02340.x>.
- Barbosa, F. A. R., J. Padisák, E. L. G. Espínola, G. Borics, & O. Rocha, 1999. The Cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its Application to the river Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications* 425–437.
- Barbour, A. M. T., J. Gerritsen, G. E. Griffith, R. Frydenborg, E. Mccarron, & M. L. Bastian, 2012. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 182–211, <http://www.jstor.org/page/info/about/policies/terms.jsp>.
- Barbour, A. M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder, & J. B. Stribling, 1998. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C: 339.
- Bartsh, L. A., W. B. Richardson, & T. J. Naimo, 1998. Sampling benthic macroinvertebrates in a large flood-plain river: considerations of study design, sample size, and cost. *Environmental Monitoring and Assessment* 52: 425–439.
- Benetti, A. D., A. E. Lanna, & M. S. Cobalchini, 2003. Metodologias para Determinação de Vazões Ecológicas em Rios. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 8: 149–160.
- Bonada, N., M. Rieradevall, & N. Prat, 2007. Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network.

Hydrobiologia 589: 91–106, <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s10750-007-0723-5>.

- Brooks, A. J., B. C. Chessman, & T. Haeusler, 2011. Macroinvertebrate traits distinguish unregulated rivers subject to water abstraction. *Journal of the North American Benthological Society* 30: 419–435, <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1899/10-074.1>.
- Bunn, S. E., & A. H. Arthington, 2002. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management* 30: 492–507, <http://www.springerlink.com/openurl.asp?genre=article&id=doi:10.1007/s00267-002-2737-0>.
- Buss, D. F., & E. L. Borges, 2008. Application of Rapid Bioassessment Protocols (RBP) for benthic macroinvertebrates in Brazil: comparison between sampling techniques and mesh sizes. *Neotropical entomology* 37: 288–295, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18641899>.
- Callisto, M., & F. A. Esteves, 1996. Macroinvertebrados bentônicos em dois lagos amazônicos: lago Batata (um ecossistema impactado por rejeito de bauxita) e lago Mussurá (Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 8: 137–147.
- Callisto, M., M. S. Moretti, & M. Goulart, 2001. Macroinvertebrados Bentônicos como Ferramenta para Avaliar a Saúde de Riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 6: 71–82.
- Callisto, M., V. Vono, F. A. R. Barvosa, & S. Santeiro, 2002. Chironomidae as a food resource for *Leporinus amblyrhynchus* (Teleostei: Characiformes) and *Pimelodus maculatus* (Teleostei: Siluriformes) in a Brazilian reservoir. *Lundiana* 3: 67–73.
- Chadd, R., 2010. Assesment of Aquatic Invertebrates In Hurford, C., M. Schneider, & I. Cowx (eds), *Conservation Monitoring in Freshwater Habitats: A Practical Guide and Case Studies*. Springer Netherlands, Dordrecht: 63–72, <http://www.springerlink.com/index/10.1007/978-1-4020-9278-7>.
- Charvet, Â. P., B. Statzner, & P. Usseglio-Polatera, 2000. Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology* 43: 277–292.
- Chessman, B. C., H. A. Jones, N. K. Searle, I. O. Grown, & M. R. Pearson, 2010a. Assessing effects of flow alteration on macroinvertebrate assemblages in Australian dryland rivers. *Freshwater Biology* 55: 1780–1800, <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2010.02403.x>.
- Chessman, B. C., H. a. Jones, N. K. Searle, I. O. Grown, & M. R. Pearson, 2010b. Assessing effects of flow alteration on macroinvertebrate assemblages in Australian dryland rivers. *Freshwater Biology* no–no, <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2010.02403.x>.
- Collischonn, W., S. G. Agra, G. K. Freitas, G. R. Priant, R. Tassi, & C. F. Souza, 2005. Em busca do hidrograma ecológico. *Anais do Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos João Pessoa* 20–24, <http://hdl.handle.net/10183/17271>.

- Cortes, R. M. V., M. T. Ferreira, S. V. Oliveira, & D. Oliveira, 2002. Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. *River Research and Applications* 18: 367–382, <http://doi.wiley.com/10.1002/rra.679>.
- Dewson, Z. S., A. B. W. James, R. G. Death, & Z. S. Dewson, 2007. A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 26: 401–415.
- Dolédec, S., & B. Statzner, 2008. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. *Freshwater Biology* 53: 617–634, <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2007.01924.x>.
- Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z.-I. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A.-H. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny, & C. A. Sullivan, 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 81: 163–182, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16336747>.
- Feio, M. J., & S. Dolédec, 2012. Integration of invertebrate traits into predictive models for indirect assessment of stream functional integrity: A case study in Portugal. *Ecological Indicators* 15: 236–247, <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X11003281>.
- Ferreira, W. R., L. T. Paiva, & M. Callisto, 2011. Development of a benthic multimetric index for biomonitoring of a neotropical watershed. *Brazilian journal of biology* 71: 15–25, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21437395>.
- Fleituch, T., 2003. Structure and Functional Organization of Benthic Invertebrates in a Regulated Stream. *International Review of Hydrobiology* 88: 332–344.
- Fugi, R., A. S. Agostinho, & N. S. Hahn, 2001. Trophic morphology of five benthic-feeding fish species of a tropical floodplain. *Revista Brasileira de Biologia* 61: 27–33.
- Galina, A. B., & N. S. Hahn, 2004. Atividade de forrageamento de *Triportheus* spp.(CharacidaeTriportheinae) utilizada como ferramenta de amostragem da entomofauna , na área do reservatório de Manso , MT. *Revista Brasileira de Zoociências* 6: 81–92.
- Gandini, C. V, I. A. Boratto, D. C. Fagundes, & P. S. Pompeu, 2012. Estudo da alimentação dos peixes no rio Grande à jusante da usina hidrelétrica de Itutinga , Minas Gerais , Brasil. *Brazilian Journal of Biology* 102: 56–61.
- Gore, J. A., J. B. Layzer, & J. Mead, 2001. Macroinvertebrate instream flow studies after 20 years: a role in stream management and restoration. *Regulated Rivers: Research & Management* 17: 527–542, <http://doi.wiley.com/10.1002/rrr.650>.
- Graça, M. A. S., 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in Streams - a review. *International Review of Hydrobiologicalnational Review of Hydrobiology* 86: 383–394.

- Haybach, A., F. Sch, B. Knig, & F. Kohmann, 2004. Use of biological traits for interpreting functional relationships in large rivers. *Limnologica* 34: 451–459.
- Hughes, R. M., A. T. Herlihy, W. J. Gerth, & Y. Pan, 2012. Estimating vertebrate, benthic macroinvertebrate and diatom taxa richness in raftable Pacific Northwest rivers for bioassessment purposes. *Environmental Monitoring & Assessment* 184: 3185–3198.
- Hyslop, E. J., 1980. Stomach contents analysis-a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology* 17: 411–429, <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02775.x>.
- Kumar, A., T. Schei, A. Ahenkorah, R. C. Rodriguez, J.-M. Devernay, M. Freitas, D. Hall, Å. Killingtveit, & Z. Liu, 2011. Hydropower In Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, K. Seyboth, P. Matschoss, S. Kadner, T. Zwickel, P. Eickemeier, G. Hansen, S. Schlömer, & C. von Stechow (eds), IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation. Cambridge University Press, Cambridge: 437–496.
- Li, L., B. Zheng, & L. Liu, 2010. Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. *Procedia Environmental Sciences* 2: 1510–1524, <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1878029610001970>.
- Mandaville, S. M., 2002. Benthic Macroinvertebrates in Taxa Tolerance Values , Metrics , and Protocols. Metro. Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax, Dartmouth, 120 pp, <http://chebucto.ca/Science/SWCS/SWCS.html>.
- Maroneze, D. M., T. H. Tupinambás, C. B. M. Alves, F. Vieira, P. S. Pompeu, & M. Callisto, 2011a. Fish as ecological tools to complement biodiversity inventories of benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 673: 29–40, <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s10750-011-0747-8>.
- Maroneze, D. M., T. H. Tupinambás, J. . França, & M. Callisto, 2011b. Effects of flow reduction and spillways on the composition and structure of benthic macroinvertebrate communities in a Brazilian river reach. *Brazilian Journal of Biology* 71: 639–651, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21881787>.
- Merritt, R. W., & K. W. Cummins, 1998. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt Publishing Company, Iowa, 750 pp.
- Ministério da Fazenda, 2012. A Economia Brasileira em Perspectiva. 156, <http://www.fazenda.gov.br/portugues/docs/perspectiva-economia-brasileira/edicoes/Economia-Brasileira-Em-Perspectiva-14Ed.EspecialFev2012.pdf>.
- Ministério de Minas e Energia, 2012. Balanço Energético Nacional. 281, http://www.mme.gov.br/mme/menu/todas_publicacoes.html.
- Mugnai, R., J. L. Nessimian, & D. F. Baptista, 2010. Manual de identificação de maccroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro. Books Editora, Rio de Janeiro, 174 pp.

- Navarro-Llácer, C., D. Baeza, & J. de las Heras, 2010. Assessment of regulated rivers with indices based on macroinvertebrates, fish and riparian forest in the southeast of Spain. *Ecological Indicators* 10: 935–942, <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X10000269>.
- Northcote, T. G., 1988. Fish in the structure and function of freshwater ecosystems : a “ top-down ” view. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 361–379.
- Oliveira, S. V., & R. M. V. Cortes, 2005. A biologically relevant habitat condition index for streams in northern Portugal. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 189–210, <http://doi.wiley.com/10.1002/aqc.671>.
- Pérez, G. R., 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Colciencias, Bogotá, 217 pp.
- Poff, N. L., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Ichter, R. E. Sparks, & J. C. Stromberg, 1997. The Natural Flow Regime. *BioScience* 47: 769–784, <http://www.jstor.org/stable/1313099?origin=crossref>.
- Poff, N. L., B. D. Richter, A. H. Arthington, S. E. Bunn, R. J. Naiman, E. Kendy, M. Acreman, C. Apse, B. P. Bledsoe, M. C. Freeman, J. Henriksen, R. B. Jacobson, J. G. Kennen, D. M. Merritt, J. H. O’Keeffe, J. D. Olden, K. Rogers, R. E. Tharme, & A. Warner, 2010. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology* 55: 147–170, <http://blackwell-synergy.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2427.2009.02204.x>.
- Poff, N. L., & J. K. H. Zimmerman, 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology* 55: 194–205, <http://blackwell-synergy.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2427.2009.02272.x>.
- Reece, P. F., & J. S. Richardson, 2000. Benthic macroinvertebrate assemblages of coastal and continental streams and large rivers of southwestern British Columbia, Canada. *Hydrobiologia* 439: 77–89.
- Rolls, R. J., A. J. Boulton, I. O. Grouns, S. E. Maxwell, D. S. Ryder, & D. P. Westhorpe, 2012. Effects of an experimental environmental flow release on the diet of fish in a regulated coastal Australian river. *Hydrobiologia* 686: 195–212, <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s10750-012-1012-5>.
- Rosenberg, D. M., & V. H. Resh, 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates In Rosenberg, D. M., & V. H. Resh (eds), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York: 1–9.
- Russo, M. R., A. Ferreira, & M. Dias, 2002. Disponibilidade de invertebrados aquáticos para peixes bentófagos de dois riachos da bacia do rio Iguaçu , Estado do Paraná. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 24: 411–417.
- Santos, G. B., 2010. A ictiofauna da bacia do Alto Paraná (rio Grande e rio Paranaíba). *MG Biota* 2: 1–56.

- Souza, C., S. Agra, R. Tassi, & W. Collischonn, 2005. Desafios e oportunidades para a implementação do hidrograma ecológico. *Revista de Gestão da Água da América Latina* 5: 25–38.
- Statzner, B., A. G. Hildrew, & V. H. Resh, 2001. Species traits and environment contrasts: Entomological Research and the History of Ecological Theory. *Annual Review of Entomology* 46: 291–316.
- Suen, J.-P., & J. W. Eheart, 2006. Reservoir management to balance ecosystem and human needs: Incorporating the paradigm of the ecological flow regime. *Water Resources Research* 42: 1–9, <http://www.agu.org/pubs/crossref/2006/2005WR004314.shtml>.
- Suguio, K., 1973. *Introdução à sedimentologia*. EDUSP, São Paulo, 317 pp.
- Tharme, R. E., 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications* 19: 397–441, <http://doi.wiley.com/10.1002/rra.736>.
- Townsend, C. R., & A. G. Hildrew, 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology* 31: 265–275.
- Tundisi, J. G., & T. Matsumura-Tundisi, 2003. Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience in South America and Brazilian case studies. *Hydrobiologia* 500: 231–242, <http://www.springerlink.com/openurl.asp?id=doi:10.1023/A:1024617102056>.
- Tupinambás, T. H., G. B. Santos, & M. Callisto, 2007. Benthic macroinvertebrate assemblages structure in two headwater streams, south-eastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24: 887–897.
- Usseglio-Polatera, P., M. Bournaud, P. Richoux, & H. Tachet, 2000. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? *Hydrobiologia* 422/423: 153–162.
- Van Den Berg, E., & A. T. Oliveira-Filho, 2000. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. *Revista Brasileira de Botânica* 23: 231–253.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell, & C. E. Cushing, 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137, <http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/f80-017>.
- Varandas, S. G., & R. M. V. Cortes, 2010. Evaluating macroinvertebrate biological metrics for ecological assessment of streams in northern Portugal. *Environmental Monitoring and Assessment* 166: 201–221, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19488735>.
- Von Sperling, E., 2012. Hydropower in Brazil: Overview of Positive and Negative Environmental Aspects. *Energy Procedia* 18: 110–118, <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S187661021200793X>.

World Commission on Dams, 2000. Dams and Development: A New Framework for Decision-Making. World. Earthscan Publications Ltd, London, 404 pp.



CAPÍTULO I

Taxonomy, metrics or traits?

Assessing macroinvertebrate community responses to daily flow peaking in a highly regulated Brazilian river system

Taxonomy, metrics or traits? Assessing macroinvertebrate community responses to daily flow peaking in a highly regulated Brazilian river system

Taynan H. Tupinambás^{1,2}, Rui M. V. Cortes², Simone G. Varandas², Samantha J. Hughes²,
Juliana S. França¹, Marcos Callisto¹

¹ Laboratório de Ecologia de Bentos, Departamento de Biologia Geral, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Avenida Antônio Carlos, 6627, CP. 486, Pampulha, CEP 30161-970, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil.

² Centro de Investigação e de Tecnologias Agro-Ambientais e Biológicas, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Apartado 1013, 50001-911, Vila Real Codex, Portugal

Artigo publicado on-line (Early View) em 11 de julho de 2013 no periódico **Ecohydrology**

DOI: 10.1002/eco.1406

RESUMO: O barramento de um rio interrompe sua continuidade lítica, criando um trecho lético a montante e um trecho lítico a jusante altamente influenciado pelo regime operacional do reservatório. Portanto, uma parte essencial em qualquer programa de operação de reservatórios deve considerar um regime de vazões adequado à manutenção da estrutura e funcionamento desse ecossistema. Foi avaliado o impacto de flutuações diárias de vazão sobre a composição taxonômica, estrutura e função das comunidades de macroinvertebrados bentônicos jusante do reservatório de Itutinga no Rio Grande, Minas Gerais. Os experimentos de manipulação de vazão foram realizados no período chuvoso (janeiro) e no período seco (julho) de 2010. As amostragens foram realizadas em duas situações hidráulicas (vazão fixa e flutuações diárias). Os macroinvertebrados bentônicos e as amostras do sedimento foram coletados em três tipos de habitat (remanso, praia e corredeira), enquanto que as variáveis físicas e químicas da água foram mensuradas apenas no habitat praia. As variáveis abióticas (água e sedimento) foram fortemente influenciadas pela capacidade de retenção do reservatório, mas não sofreram grandes alterações relacionadas às flutuações diárias de vazão. A abordagem biológica utilizando os “traits” foi mais sensível do que a abundância relativa e as métricas tradicionais para detectar os efeitos das flutuações diárias de vazão. Em geral, as comunidades de macroinvertebrados bentônicos amostrados a jusante do reservatório de Itutinga foram mais influenciados pela composição dos sedimentos em cada um dos três ambientes estudados, do que pelas flutuações diárias de vazão.

Palavras chave: ecossistemas; barragens; rios regulados; bioindicadores; traits; métricas; composição taxonômica

ABSTRACT: Damming disrupts lotic continuity, creating a lentic water body upstream of the dam and a lotic stretch downstream that is highly vulnerable to temporal fluctuations in flow and physiochemical quality depending on the operational regime of the dam. Thus, an essential part of any dam operation program must take into account a typologically suitable environmental flow regime, in order to maintain downstream structure and function. We assessed the seasonal impact of daily flow peaking regimes on the taxonomic composition, metrics and traits of the macroinvertebrate community in the lotic section situated downstream of the Itutinga reservoir on the Rio Grande in the state of Minas Gerais in southeast Brazil. The flow manipulation experiments were carried out in both wet (January) and the dry periods (July) of 2010. The samplings were carried out in two hydraulic situations (fixed flow and daily flow peaking). Benthic macroinvertebrates and sediment were collected in three habitat types (backwater, fluvial beach, running water). Water variables were measured only in the fluvial beach habitat. Both water column and sediment variables downstream were heavily influenced by the retention capacity of the reservoir rather than the daily flow peak value. The trait approach was more sensitive than abundance and metrics and could detect the effects of daily flow peaking. The benthic macroinvertebrate communities sampled downstream from the Itutinga reservoir were more influenced by the sediment composition at each of the three studied habitats, than by the tested daily flow peaking.

Key-words: ecosystem; dams; river regulation; assessment; bioindicators; macroinvertebrate traits, macroinvertebrate metrics; taxonomic composition

INTRODUCTION

The past 50 years has witnessed a notable increase in the construction of hydroelectric dams in Brazil (Bortoleto, 2001). Damming severely disrupts lotic continuity (Barbosa et al., 1999), creating an artificial lentic water body upstream and, a lotic stretch downstream that can be subject to considerable temporal fluctuations in flow and water parameters, depending on the operational regime of the dam and reservoir (World Commission on Dams, 2000; Smokorowski et al., 2011). The operational regime of a given reservoir will result in alterations in the natural hydrologic regime of the lotic environment situated downstream (Poff et al., 1997), altering the frequency, magnitude and duration of extreme flows (Richter et al., 1996). This hydrological alteration influences the physical and chemical processes and properties in both water column variables and substrate composition, influencing energy dynamics and physical habitat availability (Bunn & Arthington, 2002; Suen & Eheart, 2006) which will be reflected in changes in the biological community structure, function (e.g., life cycles, connectivity, feed habits) and ecosystems integrity (Statzner et al., 1988; Allan, 1995; Bunn & Arthington, 2002; Bonada et al., 2008; Poff & Zimmerman, 2010). Therefore, suitable management of downstream flows is one of the great challenges for the conservation and management of regulated rivers (Dudgeon et al., 2006; Acreman & Ferguson, 2010; Navarro-Llácer et al., 2010).

Ecological assessment methods are now a routine tool in aquatic resource management and planning, used to evaluate anthropogenic impacts on aquatic ecosystems (Li et al., 2010). The benthic macroinvertebrate community is a taxonomically and functionally diverse group commonly used in the ecological assessment of diverse anthropogenic impacts on aquatic ecosystems (Rosenberg & Resh, 1993; Bonada et al., 2008). Smokorowski et al. (2011) pointed out that constant changes in flow alter the wetted area, influencing the distribution of

groups of benthic macroinvertebrates due their specific adaptive characteristics to aspects of the flow regime. For example, organisms such as Odonata and Plecoptera have low mobility and are crawlers, so they commonly suffer from desiccation and predation in the littoral zone during low flow periods (Smokorowski et al., 2011), and are passively carried via drift during flow peaking (Wilcox et al., 2008). On the other hand, wormlike organisms such as Diptera, Trichoptera, Ephemeroptera, and Coleoptera can burrow into the sediment in response to changes in flow resulting in their relatively common presence in regulated river segments (Smokorowski et al., 2011).

The use of biological and ecological attributes of benthic macroinvertebrates (traits) in ecological assessment is becoming increasingly popular (Feio & Dolédec, 2012). Traits aggregate both biological information (e.g., body size, aquatic stages, life cycle, dispersion, feed habits, food, reproduction, respiration or locomotion), and ecological information (e.g., transversal distribution, preferences for substrate type, current velocity, trophic status or saprobity) of the different macroinvertebrate taxonomic groups (Haybach et al., 2004), providing a “functional community image” of the ecosystem, as described by Charvet et al. (2000). This information can be compared between different ecosystem types and eco-regions and are able to detect impacts caused by anthropogenic activities (e.g., dam building, deforestation, pollution) (Charvet et al., 2000; Haybach et al., 2004). Like metrics and indices, traits can be compared against reference conditions to assess the degree of change of an impacted system (e.g., Chessman et al., 2010; Varandas & Cortes, 2010; Ferreira et al., 2011; Brooks et al., 2011; Feio & Dolédec, 2012).

Many studies in temperate regions already consider both biological and ecological benthic macroinvertebrate traits to evaluate the impact of flow alterations in regulated rivers (Statzner et al., 1988; Cortes et al., 2002; Bunn & Arthington, 2002; Armitage, 2006; Dewson

et al., 2007; Chessman et al., 2010; Brooks et al., 2011). However, in tropical regions, such as Brazil, there are virtually no studies on the response of macroinvertebrate traits to dam mediated flow alterations. Dam operation regimes can be run-of-the-water or peaking, depending of the size and operating criteria (Smokorowski et al., 2011). Many dams that operate under a peaking regime need to increase daily power generation in direct relation to energy demands. Thus, dam operation based on peaking can result in constant increases and decreases in downstream flow concomitant with periods of high and low peaking of power generation (Pompeu & Vieira, 2002; Smokorowski et al., 2011).

This study assesses the response of benthic macroinvertebrate communities (taxonomic composition, metrics and traits) to simulations of daily full peaking operation, downstream of a dam situated in a high regulated river in the southeast of Brazil. We tested the following hypotheses, in both wet and dry periods: (i) daily flow peaking would alter water column variables (e.g., temperature, dissolved oxygen, turbidity, pH, nutrients) and (ii) sediment composition (e.g., organic matter concentration, particle sizes), affecting the quality and quantity of available habitats which would (iii) influence the composition (taxonomy) structure, metrics, and function (traits) of benthic macroinvertebrate communities. Finally, we hypothesized (iv) that a trait based assessment approach would best express the impact of daily flow peaking, due to its capacity to aggregate both biological and ecological characteristics of the communities.

METHODS

Study design

The study was carried out with the direct collaboration of the Electric Company of Minas Gerais (CEMIG) and National Electric Energy Agency (ANEEL), through financial support and implementation of flow rates for the experiments.

The Rio Grande, located in the state of Minas Gerais, southeast Brazil (Figure 1), is a highly regulated system (12 hydroelectric power plants and dams installed along the river's length) with a length of 1,300 km and a catchment area of 143,000 km² (Santos, 2010). The Itutinga reservoir is the second reservoir situated along the Rio Grande (upstream-downstream direction) and was chosen based on the logistical criteria that would not detrimentally influence electric energy production of the CEMIG system. The Itutinga reservoir has both low height and reduced holding capacity, operating in run-of-the-river regime. Thus, the flow manipulation experiments were carried out in association with Camargos reservoir, situated approximately 2 Km upstream of the Itutinga reservoir (Table 1; Figure 1) and with about 70 times more holding capacity than the Itutinga reservoir (Table 1).

The region's climate is humid subtropical (Köppen-Geiger classification: Cwb) with dry winters (April-September, mean 107 ± 12 mm precipitation month⁻¹) and wet summers (October-March, mean 1410 ± 156 mm precipitation month⁻¹) (Van Den Berg & Oliveira-Filho, 2000). The vegetation is typical of "cerrado" (tropical savanna like) with predominating "Campos" and "Campos Cerrados" (Van Den Berg & Oliveira-Filho, 2000).

The samplings sites (habitats) are located about 5 Km downstream of the Itutinga reservoir (44°39'W, 21°16'S; 850 m) (Figure 1).

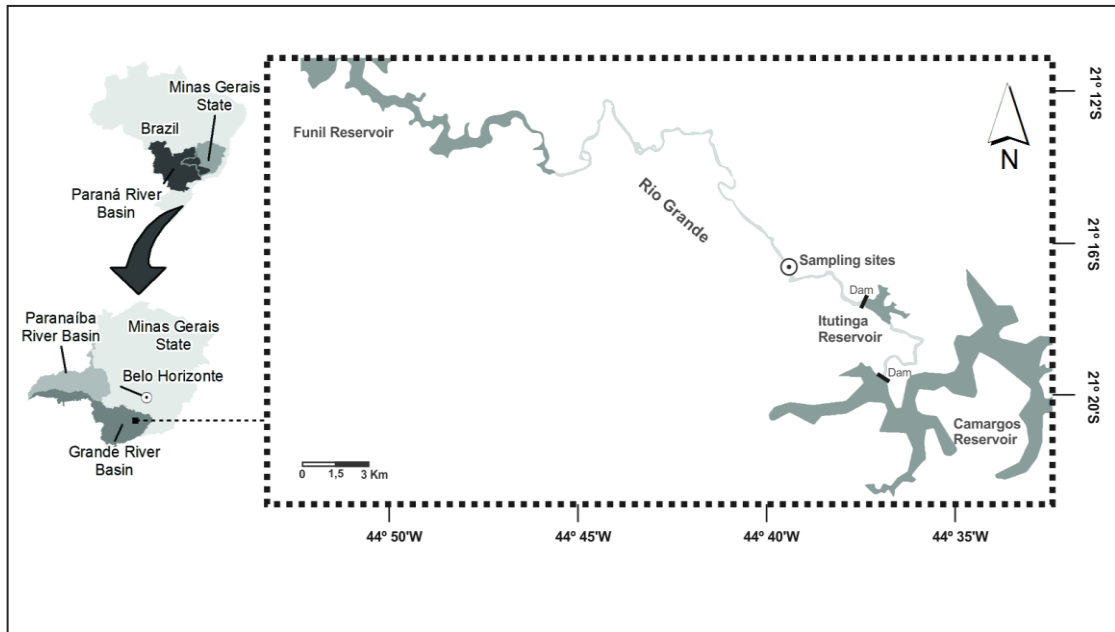


Figure 1. Map of the study area and the location of the habitats where the samples were collected downstream of the Itutinga reservoir, Rio Grande, Southeast Brazil.

Table 1. General characteristics of Itutinga and Camargos reservoirs situated on the Rio Grande, Southeast Brazil.

General characteristics	Itutinga reservoir	Camargos reservoir
Start of operation	1955	1960
Flooded area (km ²)	2.03	50.46
Volume (hm ³)	11.4	792
Dam height(m)	23	36
Dam length (m)	550	608
Installed capacity (MW)	52	45
Generating units (turbines)	4	2

Experiments, samplings and data analysis

The flow manipulation experiments were carried out in January (wet period) and July (dry period) of 2010. In order to evaluate the effect of full peaking operation regimes on

macroinvertebrate communities, we imposed two distinct hydraulic situations, namely the “fixed flow” (reference) and “daily flow peaks”. The historical average flow between 1931 and 1953 was analyzed prior to dam construction to determine the “fixed flow” in the both wet and dry periods. The “daily flow peaks” applied in this study were based on the full peaking operations applied by the management requirements for energy production.

Sampling was carried out in both wet and dry periods. Prior to each sampling period, flow from the Itutinga dam was stabilized for thirty consecutive days, based on the higher values of long-term average flow values for each period (fixed flow: $327 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ in the wet period, January and $108 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ in the dry period, July). Following the thirty day stabilized flow period, samples of water, sediment and benthic macroinvertebrates were collected for six consecutive days. After the thirty-sixth day, the full peaking flow regime simulation was started (daily flow peaking between 5:00 to 10:00 pm) and water, sediment and benthic macroinvertebrate collections were carried out for another six consecutive days. The daily flow fluctuation was between $380 - 480 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ for the wet period in January and $110 - 170 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ for the dry period in July (Figure 2). Sampling was carried out in three different habitat types, namely backwaters (BW), fluvial beaches (FB) and running waters (RN) (Table 2).

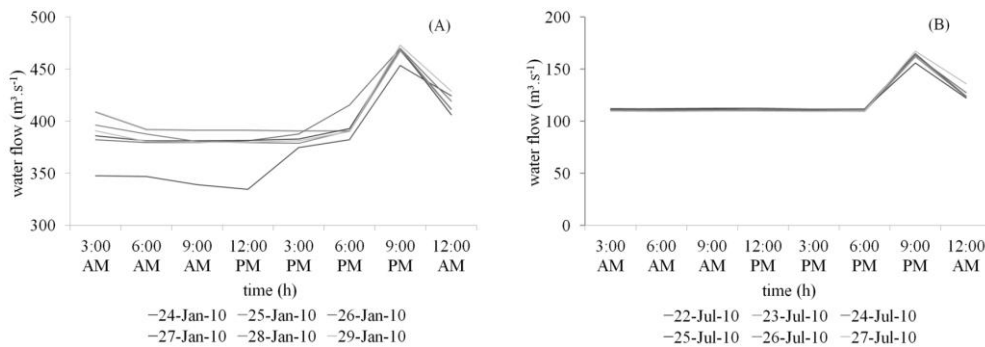


Figure 2. Scheme of the six days of experiment, simulating daily flow peaking (between 5 and 10 pm) in both seasons: wet (A), ranging from 380 to $480 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ and dry (B), ranging from 110 to $170 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, downstream from the Itutinga reservoir, Rio Grande, Southeast Brazil (2010).

Table 2. General characteristics of the three habitat types (BW - backwaters, FB - fluvial beaches, RN - running waters) sampled downstream of the Itutinga reservoir, Rio Grande, Southeast Brazil.

General characteristics	BW	FB	RN
Depth (m)	1	1	1
Width (m)	50	50	50
Flow (m ³ .s ⁻¹)	0	0	0.48
Predominant habitat type	pools	beach	riffles
Predominant substrate particle size	<0.50 mm	0.50-1.00mm	>1.00mm
Aquatic macrophytes	absent	absent	present
Organic matter (%)	1.62	0.52	0.70

Characterization of physical and chemical variables

Water column

Water temperature (°C), electrical conductivity ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), pH, turbidity (NTU), total dissolved solids ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) and water redox potential (mV) were measured daily (a total of 12 days) in the water column in the FB habitat only (preliminary studies showed no significant difference in these parameters between all three habitats) in both hydraulic situations during both the wet and dry period, using an electronic multi-parameter probe (YSI – model 6600, Yellow Springs, Ohio, USA (total of 24 water samples). Water samples were taken for laboratorial analyses of dissolved oxygen ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), total alkalinity ($\mu\text{Eq}/\text{L}$ of CO_2), total phosphorous ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) and total nitrogen ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) (APHA, 1999)

Sediment

Sediment and macroinvertebrate samples were collected daily using a Petersen dredge (0.0375 m²) during the two 6 day sampling cycles (fixed flow and daily fluctuation) in each habitat type for both hydraulic situations during both the wet and dry periods (a total of 72 sediment samples). The granulometric composition of substrate (%) was determined using a screening method (Suguo, 1973), modified by Callisto & Esteves (1996). Organic

concentrations (%) were determined using the gravimetric ash free dry weight method. Aliquots (0.3 ± 0.1 g) were ashed (550°C for 4 h) and weighed; the difference between the initial weight of sample and weight after ashing gave the percentage of content of organic sediment samples.

Benthic macroinvertebrates

Benthic macroinvertebrates samples were collected for 6 consecutive days using a Petersen dredge. Four replicates (4 dredges) were collected from each habitat type, in both hydraulic situations (fixed flow and daily flow peaking) in wet and dry periods giving a total of 288 benthic macroinvertebrate samples. The samples were washed through 1.0, 0.5 and 0.25 mm sieves and preserved in 70% alcohol. Material was identified to family level using specialized literature (Pérez 1988; Merritt & Cummins 1998; Mugnai et al., 2010) and deposited in the reference collection of the Instituto de Ciências Biológicas of the Universidade Federal de Minas Gerais.

Data analysis

Physical and chemical variables

Prior to statistical analyses we confirmed normality and homogeneity of variance of water column and sediment data using the Kolmogorov-Smirnov test and Levene's test respectively. The samples of each water column variable were standardized (the values of each sample within each water column variable was divided by the total values of samples within each water column variable); sediment granulometry composition and organic matter concentrations were expressed as percentage.

We tested for differences for water parameters between both hydraulic situations in wet and dry periods using the t-test (significance level: $p < 0.05$). For the substrate variables

we tested for differences between both hydraulic situations, in each habitat type, in wet and dry periods by using a one-way analysis of variance (ANOVA) and Tukey's honestly significant difference post hoc test (significance level: $p < 0.05$) to determine where the detected significant differences resided in the data set.

Benthic macroinvertebrate communities

To characterize and compare the benthic macroinvertebrate communities in each habitat and hydraulic situation, we calculated family level richness (S), Shannon-Wiener diversity index (H') and density (ind.m^{-2}). To compare the effect of both hydraulic situations (fixed flow and daily flow peaking) and the substrate composition (habitat types) on macroinvertebrate community structure and function, we derived three data sets, namely taxonomic composition (family level identification, relative abundance $\log(x+1)$ transformed), structure and composition metrics (standardized) and biological and ecological traits (percentage of individuals).

Metrics were calculated using the Asterics software, version 3.3.1 (AQEN Assessment system-<http://www.aqen.de>, Essen, Germany) developed as part of the EU funded assessment system for the ecological quality of streams and rivers throughout Europe using benthic macroinvertebrates (AQEM) project (Hering et al., 2004). Because many of the AQEM metrics such as biotic indices, or tolerance descriptors could not be directly extrapolated from European river systems to tropical rivers, we selected a subset of fifty-nine generic metrics describing macroinvertebrate composition and structure. Redundant metrics were removed using the Spearman Rank Correlation (highly correlated variables, based on a threshold value of $r \geq 0.6$ or $r \leq -0.6$). A subset of 23 non-redundant metrics was tested for hydraulic situation (fixed flow *versus* daily flow peaking) and habitat sensibility using the Kruskal-Wallis non-parametric variance analysis (significance level: $p < 0.05$). Similarity percentages (SIMPER)

analysis was used to detect the contribution of each selected metric to the degree of dissimilarity between the two hydraulic situations (fixed flow and daily flow peaking) and substrate composition (habitats).

Biological and ecological traits were selected based on Usseglio-Polatera et al. (2000b) (Appendices 1 and 2). Five of 22 ecological traits, related with these characteristics were discarded since the data derived from a relatively small study area, without marked altitudinal, longitudinal, temperature gradients. Each trait was divided into modalities (trait categories), following the “fuzzy coding” approach described in (Tachet et al., 1994; Usseglio-Polatera et al., 2000b; Feio & Dolédec, 2012). This method involves the assignment of an affinity score of each taxon to each category for a given trait. The original affinity scores matrix of (Usseglio-Polatera et al., 2000b) is based on genus and species taxonomic level data; we adapted the original database affinity scores for family level identification by averaging the affinity scores of genera belonging to the same family. An affinity score ranging from 0 to 3 was allocated to each taxon for each trait category in the following way: 0 - no affinity of taxon to a given category, 1 - a weak affinity to a given trait category, 2 - a substantial affinity to a given trait category and 3 - a high affinity to a given trait category. Missing information on invertebrate traits or modalities was taken from available literature, summarized in Varandas & Cortes (2010). Traits for which no information was available were scored 0 (zero). For more details about the fuzzy coding procedure see also Tachet et al. (1994), Usseglio-Polatera & Biesel (1994). Subsequent analyses were based on the assumption that this adapted family level identification affinities matrix approach could be applied in different geographic regions.

Traits were coded for 32 of the 37 identified taxa, representing 86% of the individuals sampled. The taxa-trait fuzzy matrix was multiplied by the number of individuals in the

respective family at each site and subsequently transformed in a site-trait array of the number of taxa. Redundant modalities were removed using the Spearman Rank Correlation (threshold value of $r \geq 0.6$ or $r \leq -0.6$) and by observing draftsman plots of variables. Non-redundant traits ($n=37$) were tested for hydraulic situation (fixed flow *versus* daily flow peaking) and substrate composition (habitat type) using the Kruskal-Wallis non-parametrical variance analyze (significance level: $p < 0.05$). SIMPER analysis was used to detect the contribution of each selected trait to the dissimilarity of hydraulic situations (fixed flow and daily peaking) and substrate composition (habitats).

PERMANOVA, a permutational multivariate analysis of variance, based on a Bray-Curtis similarity matrix was used to test for differences in benthic community response (taxonomic composition, metrics and traits) in wet and dry periods for (i) hydraulic situation (three fixed factors, hydraulic situation and habitats; one random factor, days); (ii) habitats (two fixed factors were habitats and days, sampling units (dredges) were the random factor).

Distance-based linear models (DISTLM) were derived for each biological data set to assess and compare the links between (i) water column variables and (ii) sediment and benthic macroinvertebrates structure and function, due to the difference in the total number of water column samples ($n = 24$) and sediment samples ($n = 72$). To evaluate overall links between sediment variables and benthic macroinvertebrates communities, we based DISTLM analyses on grouped data by calculating mean values of the four dredges collected in each habitat type per day ($288 \text{ samples} \div 4 \text{ dredges (per habitat)} = 72 \text{ samples}$). We applied the same approach to DISTLM analyses between water column variables and benthic macroinvertebrates communities, by calculating the mean value of the four dredges collected in each day and grouped (average) the data from three habitats ($288 \text{ samples} \div 4 \text{ dredges} = 72 \text{ samples} \div 3 \text{ habitats} = 24 \text{ samples}$).

DISTLM predictors were environmental variables, which were fitted individually or together in three different matrices data sets (taxonomic composition, metrics and traits). The corrected Akaike Information Criterion (AICc) was used to establish the selection criteria, based on step-wise selection procedure, to evaluate the “best” model (for taxonomic composition, metrics or traits) that explaining benthic macroinvertebrates distribution patterns and their responses to natural and anthropogenic pressures (Anderson et al., 2008). AICc (Sugiura, 1978; Hurvich, 1989) is a derivation of AIC that is used when the number of samples (N) is small in relation to the number of predictor variables (Burnham et al., 2010). AIC is a likelihood based measure of model goodness-of-fit and the lowest number of environmental parameters necessary to optimize the global AIC by significantly increasing the amount of explained variation in a given model (Akaike, 1974). For visual interpretation of the models in multi-dimensional space, we used distance-based redundancy analysis (dbRDA) to generate ordination plots to illustrate associations between environmental variables and biological data.

All analyses were carried out using Primer 6 software (PRIMER-E Ltd) (Clarke & Gorley, 2006) PERMANOVA+ for PRIMER software (Anderson et al., 2008) or STATISTICA 8.0 software (StatSoft, 2007).

RESULTS

Physical and chemical descriptors

T-test results revealed significant differences between the water column parameters turbidity, total dissolved solids and phosphorous for fixed flow and daily flow peaking during the wet period only (Table 3). Highly significant differences were found between habitat

sediment parameters in both the wet (ANOVA one-way: $F_{16, 52} = 3.54$; $p = 0.0002$) and the dry periods (ANOVA one-way: $F_{16, 52} = 5.36$; $p = 0.000002$) (Table 4). However, no significant differences were found between fixed flow and daily flow peaking, independent of habitat or seasonal period.

Benthic macroinvertebrates

A total of 15,462 benthic macroinvertebrates were collected and identified from 37 taxa, comprising Arthropods (33 taxa), Annelids (2 taxa), Molluscs (1 taxon) and Nematodes (1 taxon) (Appendices, 3 and 4). Higher levels of richness and Shannon-Weiner diversity occurred during the wet period (Table 5), but higher density values occurred during the dry period (Table 5). The Chironomidae was the dominant macroinvertebrate family in the three habitats for both hydraulic situations and two seasonal periods (Appendices 1 and 2). Higher diversity values, including a higher proportion of rheophilic taxa (e.g., Hydropsychidae, Hydroptilidae, Simuliidae) occurred in the RN habitat (Appendices 1 and 2; as well as Table 5).

Table 3. Physical and chemical variables of water column (mean \pm SD) sampled under influence of both hydraulic situation, fixed flow and daily flow peaking in both periods, wet period (January) and dry period (July). ^{a,b}: In each line within each seasonal period, the means followed by the same letter are not significantly different from each other test- test - significance level of 0.05).

Abiotic variables	wet period		dry period	
	Fixed flow	Daily fluctuations	Fixed flow	Daily fluctuations
Water temperature (°C)	25.24 \pm 0.18 ^a	25.03 \pm 0.21 ^a	18.00 \pm 0.13 ^a	18.05 \pm 0.15 ^a
pH	7.23 \pm 0.24 ^a	7.14 \pm 0.13 ^a	7.39 \pm 0.26 ^a	7.37 \pm 0.09 ^a
Electrical conductivity ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	13.33 \pm 0.52 ^a	13.00 \pm 0.71 ^a	14.83 \pm 2.04 ^a	16.00 \pm 0.63 ^a
Total dissolved solids ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	9.00 \pm 0 ^a	8.20 \pm 0.45 ^b	10.00 \pm 1.67 ^a	10.17 \pm 0.41 ^a
Turbidity (NTU)	48.95 \pm 6.47 ^a	59.62 \pm 6.89 ^b	2.04 \pm 0.13 ^a	2.03 \pm 0.16 ^a
Water Redox (mV)	275.67 \pm 55.51 ^a	225.75 \pm 59.4 ^a	277.67 \pm 48.12 ^a	256.80 \pm 69.03 ^a
Dissolved oxygen ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	7.60 \pm 0.32 ^a	7.35 \pm 0.66 ^a	9.02 \pm 0.26 ^a	8.77 \pm 0.15 ^a
Total nitrogen ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	0.07 \pm 0.01 ^a	0.07 \pm 0.02 ^a	0.05 \pm 0.01 ^a	0.05 \pm 0.01 ^a
Total Phosphorus ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	51.33 \pm 22.8 ^a	29.16 \pm 1.99 ^b	28.90 \pm 0.98 ^a	31.35 \pm 7.40 ^a

Dissolved oxygen saturation (%)	91.98 ± 3.90 ^a	88.95 ± 7.95 ^a	95.17 ± 2.64 ^a	92.67 ± 1.51 ^a
Total alkalinity (μEq/L of CO ₂)	45.35 ± 23.21 ^a	46.02 ± 2.52 ^a	121.90 ± 7.42 ^a	117.52 ± 19.75 ^a
Total carbon dioxide (%)	51.56 ± 27.14 ^a	53.78 ± 4.38 ^a	136.42 ± 11.90 ^a	130.38 ± 23.92 ^a

Table 4. Percentage of organic matter and sediment fractions (mean \pm SD) sampled in three fluvial habitats (BW - backwaters, FB - fluvial beaches, RN - running waters) in both periods, wet period (January) and dry period (July). ^{a,b,c}: In each line within each seasonal period, the means followed by the same letter are not significantly different from each other by Tukey's test, significance level of 0.05).

Sediment variables (%)		dry period			wet period		
		BW	FB	RN	BW	FB	RN
Organic matter	OM	1.0 \pm 0.8 ^a	0.5 \pm 0.2 ^a	0.8 \pm 0.5 ^a	1.8 \pm 1.8 ^a	0.6 \pm 0.4 ^a	0.9 \pm 0.5 ^a
Pebbles	P	0	0	3.9 \pm 9.6 ^a	0	3.8 \pm 7.3 ^a	1.1 \pm 1.8 ^a
Gravel	G	0	6.8 \pm 8.2 ^b	24.5 \pm 29.3 ^b	2.8 \pm 6.5 ^a	8.4 \pm 10 ^a	31.2 \pm 21.7 ^b
Very coarse sand	VCS	0.1 \pm 0.1 ^a	2.4 \pm 2.5 ^b	7.3 \pm 7.9 ^b	4 \pm 9.4 ^a	2.9 \pm 2.9 ^a	10.7 \pm 8.3 ^{a,b}
Coarse sand	CS	0.7 \pm 0.7 ^a	5.4 \pm 5.4 ^b	7.6 \pm 7 ^b	2.3 \pm 4.3 ^a	5.9 \pm 5.1 ^a	7.7 \pm 6.6 ^b
Medium sand	MS	12.2 \pm 8.7 ^a	13.7 \pm 9.1 ^a	15.9 \pm 13.1 ^a	11.6 \pm 8.7 ^a	17.1 \pm 10.3 ^b	11.5 \pm 8.2 ^{a,b}
Fine sand	FS	38.3 \pm 13.1 ^a	37.8 \pm 13.9 ^a	17 \pm 13.2 ^b	32.7 \pm 14.1 ^a	35.2 \pm 12.5 ^a	15.5 \pm 11.8 ^{a,b}
Very fine sand	VFS	45.0 \pm 16.7 ^a	33.5 \pm 16.2 ^{a,b}	23.2 \pm 20.2 ^b	41.1 \pm 23.7 ^a	26.3 \pm 13 ^b	21.6 \pm 19.7 ^c
Silt plus clay	S	3.8 \pm 5.8 ^a	0.5 \pm 0.3 ^a	0.8 \pm 1.0 ^a	5.5 \pm 6.2 ^a	0.3 \pm 0.2 ^{a,b}	0.8 \pm 0.9 ^b

Table 5. Basic metrics of benthic macroinvertebrates communities (mean \pm SD) sampled during fixed flow and daily flow peaking in wet period (January) and dry period (July), in three fluvial habitats (BW - backwaters, FB - fluvial beaches, RN - running waters).

Basic metrics	BW	FB	RN	BW	FB	RN
	Fixed flow			Daily fluctuations		
	wet period					
Richness (S)	17	20	14	19	22	17
Diversity (H')	1.06	0.94	1.69	1.03	0.90	1.71
Density (ind.m ⁻²)	6,625	8,250	11,350	8,488	8,075	13,838
	dry period					
Richness (S)	16	10	18	18	8	17
Diversity (H')	0.28	0.24	0.62	0.44	0.25	0.69
Density (ind.m ⁻²)	23,100	20,675	25,100	21,663	27,788	18,325

The metrics selection procedures revealed six metrics that were sensitive to the different hydraulic situations. Five metrics were selected for the wet period (22 % contribution to the total dissimilarity) and one selected for the dry period (3.38 % contribution to the total dissimilarity). The same procedure carried out to select metrics sensitive to habitat

level effects (i.e., substrate) identified 13 metrics. Six metrics were selected for the wet period (30% contribution to total dissimilarity) and 11 metrics selected for the dry period (45% contribution to total dissimilarity).

The traits selection procedures identified a total of 16 traits modalities sensitive to the different hydraulic situations; 10 were selected for the wet period (61% of contribution to the total dissimilarity), and eight were selected for the dry period (48% of contribution to the total dissimilarity) (Table 6). For habitat level effects a total of 26 traits were selected; 19 traits for the wet period (95% of contribution to the total dissimilarity), and 23 traits for the dry period (90% of contribution to the total dissimilarity) (Table 6).

PERMANOVA results comparing two hydraulic situations showed significant differences only in dry period and the different types of biological data presented different levels of significance (p-values). Metrics and traits showed a better response to hydraulic situation (fixed factor) than the taxonomic composition data (Table 7).

Significant differences were also observed in benthic macroinvertebrates in relation to habitat types. There were significant differences in taxonomically based abundance between habitats in the wet and dry seasons and the fixed and daily peaking flow regimes (Table 8). Significant differences were found between habitats for metrics for both wet and dry periods, but only during the fixed flow regime (Table 8). Significant differences were detected in macroinvertebrate traits between habitats for daily fluctuations during the wet period and both fixed and daily flow peaking situations during the dry period (Table 8).

Table 6. Traits selected from specific pressures (percentage of individual), daily flow peaking and substrate composition, with the percentage of contribution of each category for the total data set in the SIMPER analysis, two periods, wet period (January) and dry period (July), downstream from the Itutinga reservoir (2010).

	Trait Category	Code	Hydraulic situation		Substrate composition	
			wet	dry	wet	dry
Biological Traits						
Maximal body size	> 2-4 cm	>2-4			3.34	
Life duration	≤ 1 year	≤ 1y				14.72
	≥ 1 year	≥ 1y	16.85	14.72	16.85	
Reproductive cycles	> 1	>1				6.16
Aquatic stages	egg	egg		7.62	8.17	7.62
	larv	larv	3.43		3.43	
Reproduction types	clutches, in vegetation	clveg				2.31
Dispersion	aquatic passive	aqpass	3.69		3.69	
	aerial active	aeact	6.73		6.73	
Resistance forms	eggs, statoblasts	egst		5		5
	housings against desiccation	desic			0.55	
	diapause or dormancy	diap	7.85		7.85	7.85
Respiration	none	none		8.04		8.04
	tegument	teg				9.23
	plastron	plast			1.73	
Locomotion and substrate relation	spiracle	spir			4	
	flier	flier			0.72	
	surface swimmer	suswin				0.58
Food	full water swimmer	fuswin		3.11	6.01	3.11
	crawler	craw	6.09		6.09	
	living macrophytes	limacrop	4.78		4.78	4.78
Feeding habits	living microinvertebrates	limicroin		2.05		
	living macroinvertebrates	limacroin	2.59	2.59	3	3
	absorber	absor	1.57		1.59	1.59
	scraper	scrap	7.3			3.86
	filter-feeder	filfeed		4.97		
	piercer	pierc				0.48
	predator	pred				1.83
Ecological Traits						
Transversal distribution	river channel	chann				3.9
Substrate	flags/boulders/cobbles/pebbles	boulder				2.5
	sand	sand				1.03
Current velocity	null	null				2.98
Trophic status	mesotrophic	meso			3.76	2.82
Saprobity	a-mesosaprobic	amesosap			2.25	1.54
pH	> 5	pH>5			5.77	3.79
Total contribution to dissimilarity (%)			60.88	48.10	90.31	98.72

Table 7. PERMANOVA results (Pseudo-F e p) of macroinvertebrate taxonomic composition (abundance), metrics and traits for fixed flow and daily flow peaking in both periods, wet period (January) and dry period (July), in three fluvial habitats (BW - backwaters, FB - fluvial beaches, RN - running waters).

	Abundance		Metrics		Traits	
	F	P	F	p	F	p
wet period						
Hydraulic situation	0.91	0.455 ^{ns}	3.46	0.088 ^{ns}	3.96	0.058 ^{ns}
Habitats	2.81	0.004 ^{**}	3.73	0.010 ^{**}	3.49	0.028 [*]
Days	2.46	0.000 ^{****}	1.55	0.077 ^{ns}	2.3	0.003 ^{**}
dry period						
Hydraulic situation	2.19	0.060 ^{ns}	6.25	0.044 [*]	5.64	0.035 [*]
Habitats	2.81	0.004 ^{**}	1.7	0.209 ^{ns}	5.69	0.008 ^{**}
Days	2.94	0.000 ^{****}	3.3	0.004 ^{**}	2.59	0.005 ^{**}

P.S. ns = P > 0.05; * = P ≤ 0.05; ** = P ≤ 0.01; *** = P ≤ 0.001; **** = P ≤ .0001

Table 8. PERMANOVA results (Pseudo-F e p) of three macroinvertebrate data set, abundance, metrics and traits for the three habitats types (BW - backwaters, FB - fluvial beaches, RN - running waters) sampled in fixed flow and daily flow peaking for wet period (January) and dry period (July).

	Abundance		Metrics		Traits	
	F	p	F	p	F	p
wet period - fixed flow						
Habitats	2.88	0.008 ^{**}	3.65	0.05 [*]	2.27	0.114 ^{ns}
Days	2.08	0.003 ^{**}	0.35	0.948	2.96	0.001 ^{***}
Dredges	0.9	0.580 ^{ns}	1.61	0.180 ^{ns}	2.02	0.050 ^{ns}
wet period - daily flow peaking						
Habitats	2.29	0.029 [*]	1.84	0.144 ^{ns}	5.12	0.005 ^{**}
Days	2.67	0.000 ^{****}	2.38	0.020 ^{**}	2.2	0.009 ^{**}
Dredges	1.44	0.103 ^{ns}	0.91	0.517 ^{ns}	1.01	0.433 ^{ns}
dry period- fixed flow						
Habitats	7.18	0.006 ^{**}	4.21	0.020 [*]	4.26	0.023 [*]
Days	1.09	0.386 ^{ns}	0.61	0.804 ^{ns}	1.11	0.371 ^{ns}
Dredges	1.89	0.052 ^{ns}	1.68	0.283 ^{ns}	1.95	0.324 ^{ns}
dry period- daily flow peaking						
Habitats	3.28	0.027 [*]	2.59	0.095	7.48	0.001 ^{***}
Days	3.68	0.000 ^{****}	3.84	0.000 ^{****}	2.33	0.011 [*]
Dredges	1.11	0.341 ^{ns}	2.65	0.099 ^{ns}	1.11	0.38 ^{ns}

P.S. ns = P > 0.05; * = P ≤ 0.05; ** = P ≤ 0.01; *** = P ≤ 0.001; **** = P ≤ .0001

Table 9. Results of AICc, F and p from DISTLM analyse for the 3 sets of macroinvertebrate data (abundance, metrics and traits) in both the wet period (January) and dry period (July).

Sediment variables (%)	Abundance			Metrics			Traits		
	AICc	F	p	AICc	F	p	AICc	F	p
Gravel	513.1	3.478	0.004**	457.6	6.452	0.008**	224.6	4.241	0.016***
Medium sand	-	-	-	449.4	3.369	0.048*	220.4	4.051	0.010***
Very fine sand	511.7	3.512	0.004**	450.6	9.336	0.001****	222.4	4.335	0.008***
Silt plus Clay	-	-	-	448.55	2.96	0.059 ^{ns}	-	-	-

P.S. ns = $P > 0.05$; * = $P \leq 0.05$; ** = $P \leq 0.01$; *** = $P \leq 0.001$; **** = $P \leq .0001$

DISTLM, AICc results and dbRDA ordination plots revealed distinct associations between different benthic macroinvertebrate data sets and water column variables (Table 9). Taxonomic composition data and metrics do not present any strong links with water column variables. However there was a strong association between both biological (e.g., aquatic stages, food, respiration, dispersion, resistance forms, feeding habits, life cycle, locomotion and substrate relation) and ecological macroinvertebrate traits (pH preference and transversal distribution), with pH ($p = 0.002$), Turbidity ($p = 0.090$) and Total Dissolved Solids ($p = 0.018$) (Best solution- AIC: 51.48; $R^2 = 0.45$; Figure 3). The 1st axis of the dbRDA plot described 34.1% of total variation (Figure 3) revealing that total dissolved solids had more influence on macroinvertebrate structure and function during the dry period, while turbidity had more influence during the wet period.

DISTLM, AICc results and dbRDA ordination plots for benthic macroinvertebrates data and sediment variables indicated that the best variables fitting the abundance data (Best solution- AICc: 511.75; $R^2 = 0.09$) were gravel and very fine sand. Gravel, very coarse, medium sand, very fine sand substrates (Best solution - AICc: 448.55; $R^2 = 0.26$) provided the best fit for explaining changes in metrics. The sediment variables best describing the macroinvertebrate trait model (Best solution - AICc: 220.42; $R^2 = 0.15$) were gravel, medium and very fine sand fractions (Table 9). The lowest AICc value of the trait model indicates that

this is the best model for assessing the effect of daily flow peaking on facets of the benthic macroinvertebrates community. The dbRDA ordination plot (Figure 4) clearly shows how gravel, medium sand and very fine sand were significantly related with both biological (life cycle, feeding habits, reproduction) and ecological traits (transversal distribution, trophic status, saprobity and pH). The percentage of total variation along axis 1 was lower than the dbRDA for water column variables (14.1%). There was no clear seasonal difference in substrate composition or between fixed and peaking hydraulic situations. Gravels were more closely associated with the running waters, while very fine sand and medium sand were related with backwaters and fluvial beaches habitat types.

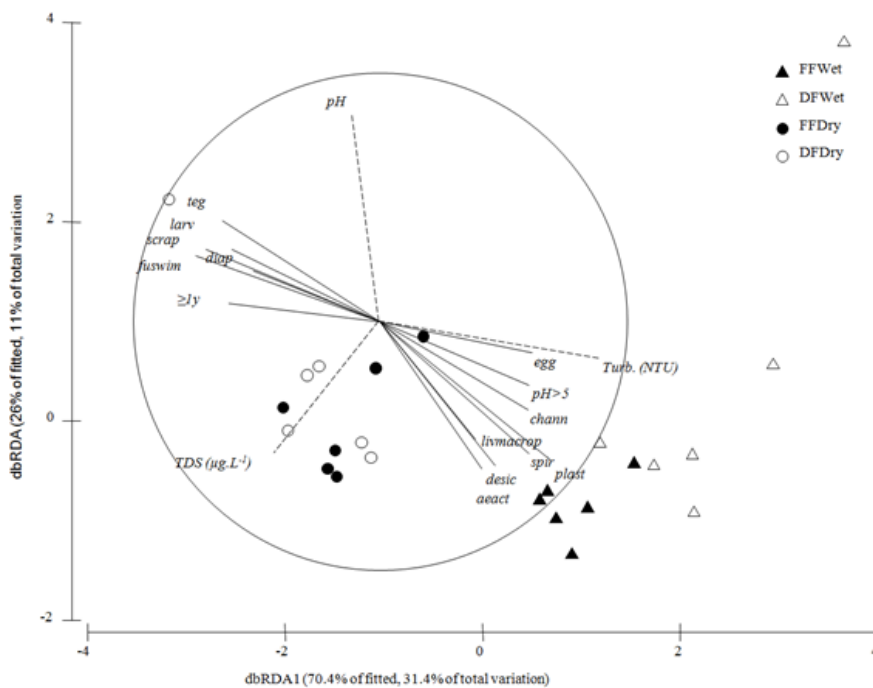


Figure 3. Distance-based RDA ordination of first and second fitted axes relating water column variables with selected macroinvertebrate traits downstream of the Itutinga reservoir. The length and direction of the vector projections for the water column variables, previously selected by DISTLM, represent the strength and direction of the relationships. Full description of the abbreviations attributed to the traits are given in the table 3. The acronyms mean: TDS = total dissolved solids; Turb = Turbidity. The other acronyms in the figure are the combination of the follow acronyms related with hydraulic situation (FF = fixed flow and DF = daily fluctuations), and seasonal period (Wet = wet period and dry) = dry period. (e.g., FFWet = sampled in under fixed flow situation in the wet period).

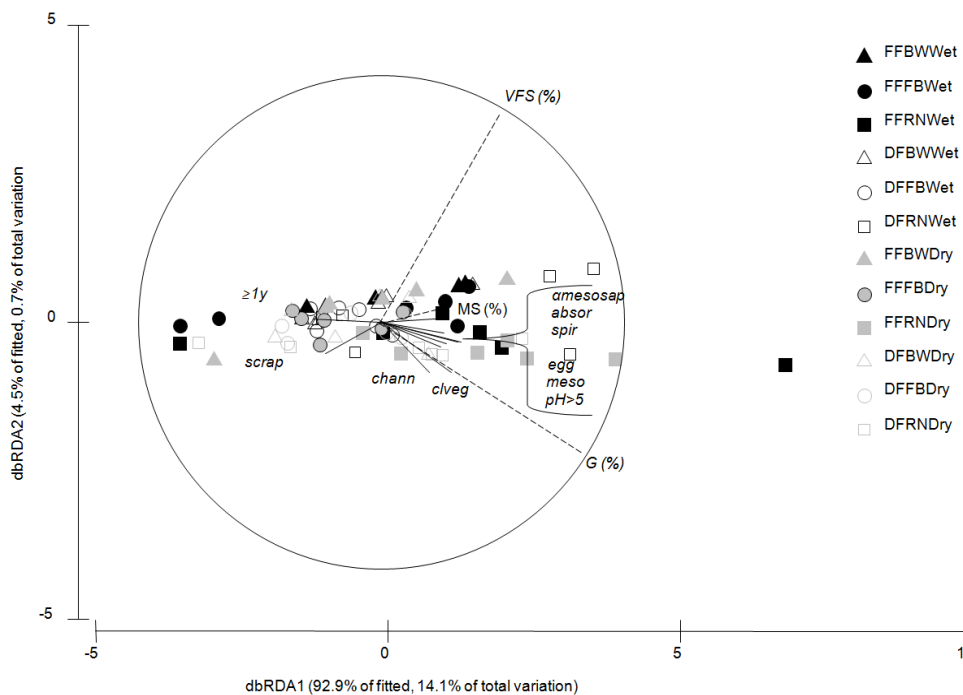


Figure 4. Distance-based RDA ordination of first and second fitted axes relating sediment composition with biological and ecological invertebrates traits set downstream Itutinga reservoir, Rio Grande, southeast Brazil in 2010. Vectors projections are given for the water column variables selected by the DistLM routine. The length and direction of the vector projections for the water column variables selected by the DistLM routine represent the strength and direction of the relationship. Full descriptions of the abbreviations attributed to the traits are given in the table 3. The acronyms mean: G = gravel; MS = medium sand; VFS = very fine sand. The other acronyms in the figure are the combination of the follow acronyms related with hydraulic situation (FF = fixed flow and DF = daily fluctuations), fluvial habitat type (BW = backwater, FB= fluvial beach and RN = running water) and seasonal period (Wet = wet period and dry) = dry period (e.g., FFBWWet = sampled in under fixed flow situation, in the backwater habitat type in the wet period).

DISCUSSION

Dams disrupt downstream natural lotic flow regimes (Poff et al., 1997) as a result of the operational flow regimes (Pompeu & Vieira, 2002) that differ greatly from natural flow regime of unregulated river systems they were built on (World Commission on Dams, 2000; Cortes et al., 2002; Maroneze et al., 2011). Reservoirs formed upstream of dams retain organic and inorganic particles derived from the upstream section of the drainage system

(Barbosa et al., 1999), altering important physicochemical and biological processes downstream. These alterations disrupt the continuity and natural river processes such as the flow of nutrients and energy (Vannote et al., 1980). As a result, stretches of rivers situated downstream of dams are highly dependent on the physicochemical characteristics of the reservoir situated upstream.

Our first hypothesis that the daily flow peaking can alter the water column variables was not supported by our results since most water column parameters did not differ significantly between the tested hydraulic regimes (Table 3), although there was a significant increase in turbidity during the daily fluctuation phase of the wet period. This is probably due to the expansion flow onto the adjacent floodplain, resulting in increased input of allochthonous organic material and sediments (Poff et al., 1997). Despite detection of significant changes in these values (Tukey's HSD post hoc test), values for turbidity, total dissolved solids and total phosphorous were considered low, according to the established limits defined by CONAMA (National Council of Environment), resolution number 357/2005 (Brasil, 2005).

We detected significant differences in the substrate composition between habitat type although they were apparently unaffected by the daily flow peaking regime tested in this study. The size and complexity of habitat substrate were related with specific hydraulic conditions in each habitat type. For example, running water habitats, i.e. riffles are more complex in terms of habitat diversity (Brooks et al., 2005), with diverse particle sizes. The size and complexity of substrate decreased in habitats with high hydraulic dissipation of energy, such as the fluvial beach habitat and the smallest particle sizes were found in the backwater habitat. The organic matter content of the substrates was low in the three habitats studied due to the retention of fine and coarse organic matter by the reservoir situated

upstream of the study area, affecting river continuum dynamics (Vannote et al., 1980; Barbosa et al., 1999).

Our second hypothesis was that alterations in water column variables and sediment composition due to daily flow peaking would result in changes in different facets of the benthic macroinvertebrates community. The lack of observed significant differences in the benthic macroinvertebrate taxonomic composition data between fixed flow and daily fluctuations indicates that this type of data is unsuitable for detecting alterations in dam mediated flow regimes, as observed by Cortes et al. (2002) and Almeida et al. (2009). Benthic macroinvertebrate traits and, to a lesser extent, metrics better reflected changes in and flow regime (Dolédec & Statzner, 2008; Tomanova et al., 2008; Brooks et al., 2011), particularly in the dry period. In the dry periods the rainfall levels are low with less flow variations. Thus the susceptibility of the macroinvertebrate communities increased under the effect of daily fluctuations, which was better detected using biological and ecological macroinvertebrate traits. The lower AICc from DISTLM analysis (Table 9) and higher percentage dissimilarity between flow regimes from the SIMPER analysis (Table 6) support the applicability of traits as a tool for evaluating the effect of regulation on river systems. This supports the findings of several studies that have evaluated the use of traits to detect and predict different types of natural and anthropogenic impacts on freshwater ecosystems, (Charvet et al., 2000; Usseglio-Polatera et al., 2000a; Haybach et al., 2004; Statzner et al., 2008; Feio and Dolédec, 2012, Dolédec and Statzner, 2008; Tomanova et al., 2008; Brooks et al., 2011). The findings of many of these studies suggest that a trait based approach results in a more robust data set that is less susceptible to the influence of seasonal and geographic patterns.

Alterations in the downstream benthic macroinvertebrate communities caused by daily flow peaking regimes result from the interplay of environmental, ecological and

biological factors, based in physical and chemical parameters of the water body, geomorphological characteristics of the river basin, connectivity (lateral and longitudinal), physical characteristics of habitats (pools, fluvial beaches, riffles) and micro-habitats (predominant substrates) (Ligeiro et al., 2010), inter and intra-specific competition and the type of anthropogenic impacts around. The homogenization of available habitats and the constant alterations in flow (seasonal, daily or hourly) and in the some water column parameters simplify the aquatic ecosystems, altering the communities structure and function, favoring the dominance of groups like dipterans (e.g., Chironomidae), trichopterans (e.g., Hydropsichidae) and ephemeropterans (e.g., Leptohiphidae), with life history strategies and evolutionary adaptations for natural flow alterations (Ogbeibu and Oribhabor, 2002; Silva-Santos et al., 2004), and hindering the survival of groups like Odonata and Plecoptera, that suffer more influence of the variation in water level (Smokorowski et al., 2011).

CONCLUSIONS

The results of this study indicate that the structure and function of the macroinvertebrate community downstream of the Itutinga reservoir are influenced predominantly by substrate type and to a lesser extent by water column variables. The predominance of biological traits such as respiration, life cycle, locomotion and feeding habits are generally correlated with substrate composition, in particular the levels of organic particulate matter. The daily flow peaking hydraulic regimes tested by the experiment at the Itutinga reservoir do not appear be sufficiently different from the fixed flow regime to provoke detectable changes in the water column variables substrate composition and consequent influences on macroinvertebrate structure and function. Further similar studies in other dams covering a range of operation regimes would provide more information about the influence of daily flow peaking on the

hydraulic habitats and macroinvertebrates downstream dams and the macroinvertebrate trait responses proved to be a good tool.

Based on the results of the statistical analyses, the influence of daily flow peaking on sediment composition (hypothesis two) appears to be negligible however there was partial influence of daily flow peaking on some water column variables (hypothesis one) and on benthic macroinvertebrate traits and metrics (hypothesis three) in the dry period. Our results confirmed hypothesis four, namely that traits provide the best way to evaluate the impact of daily flow peaking on macroinvertebrate communities. A trait-based approach has considerable potential for assessing anthropogenic impacts on aquatic ecosystems by river regulation. However, we recommend further studies in other river basins, countries and continents, during more hydrological cycles and with higher levels of taxonomic resolution to substantiate the results of this study.

Finally, it is vital that decision makers pay close attention to the influence of reservoir operations on the processes that determine substrate composition (habitat availability) downstream when determining environmental flow regimes. Substrate composition is an important factor that determines patterns in the structure and function in aquatic ecosystems. Suitable flow regimes and restoration measures promote the input of fine medium and coarse organic particulate matter, increasing ecosystem complexity and providing habitats and services for the biota, thereby mitigating the impacts caused by dams.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank colleagues that contributed to this paper from the Laboratory of Ecology of Benthos (UFMG), Laboratory of Ichthyology (UFLA) and CEMIG (P &D ANEEL). We also thank to Education Secretariat of Minas Gerais (SEE-MG) for the permission to THT attending the doctoral course at UFMG, to CNPq for PhD scholarship in Brazil, to CAPES for

Sandwich PhD scholarship and to CITAB- UTAD to receive the first author during 10 months. MC received a research grant and a research fellowship from the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq no. 302960/2011-2 and 475830/2008-3).

REFERENCES

- Acreman, M. C., & A. J. D. Ferguson, 2010. Environmental flows and the European Water Framework Directive. *Freshwater Biology* 55: 32–48, <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2009.02181.x>.
- Akaike, H., 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19: 716–723.
- Allan, J. D., 1995. *Structure and function of running waters*. Chapman & London, London, 388 pp.
- Almeida, E. F., R. B. Oliveira, R. Mugnai, J. L. Nessimian, & D. F. Baptista, 2009. Effects of Small Dams on the Benthic Community of Streams in an Atlantic Forest Area of Southeastern Brazil. *International Review of Hydrobiology* 94: 179–193, <http://doi.wiley.com/10.1002/iroh.200811113>.
- Anderson, M. J., R. N. Gorley, & K. R. Clarke, 2008. *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E Ltd, Plymouth, 214 pp.
- APHA, 1999. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. APHA, Washington, 1220 pp.
- Armitage, P. D., 2006. Long-term faunal changes in a regulated and an unregulated stream—Cow Green thirty years on. *River Research and Applications* 22: 947–966, <http://doi.wiley.com/10.1002/rra.952>.
- Barbosa, F. A. R., J. Padisák, E. L. G. Espínola, G. Borics, & O. Rocha, 1999. The Cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its Application to the river Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications* 425–437.
- Bonada, N., M. Rieradevall, H. Dallas, J. Davis, J. Day, R. Figueroa, V. H. Resh, & N. Prat, 2008. Multi-scale assessment of macroinvertebrate richness and composition in Mediterranean-climate rivers. *Freshwater Biology* 53: 772–788, <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2007.01940.x>.
- Bortoleto, E. M., 2001. Grandes hidrelétricas : *Geografes* 2: 53–62.
- Brasil, 2005. Resolução N° 357. *Diário Oficial da União* 53: 59–63.

- Brooks, A. J., B. C. Chessman, & T. Haeusler, 2011. Macroinvertebrate traits distinguish unregulated rivers subject to water abstraction. *Journal of the North American Benthological Society* 30: 419–435, <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1899/10-074.1>.
- Brooks, A. J., T. Haeusler, I. Reinfelds, & S. Williams, 2005. Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology* 50: 331–344, <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2004.01322.x>.
- Bunn, S. E., & A. H. Arthington, 2002. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management* 30: 492–507, <http://www.springerlink.com/openurl.asp?genre=article&id=doi:10.1007/s00267-002-2737-0>.
- Burnham, K. P., D. R. Anderson, & K. P. Huyvaert, 2010. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65: 23–35, <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s00265-010-1029-6>.
- Callisto, M., & F. A. Esteves, 1996. Macroinvertebrados bentônicos em dois lagos amazônicos: lago Batata (um ecossistema impactado por rejeito de bauxita) e lago Mussurá (Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 8: 137–147.
- Charvet, Â. P., B. Statzner, & P. Usseglio-Polatera, 2000. Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology* 43: 277–292.
- Chessman, B. C., H. A. Jones, N. K. Searle, I. O. Growns, & M. R. Pearson, 2010. Assessing effects of flow alteration on macroinvertebrate assemblages in Australian dryland rivers. *Freshwater Biology* 55: 1780–1800, <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2010.02403.x>.
- Clarke, K. R., & R. N. Gorley, 2006. *Primer v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E Ltd, Plymouth, 190 pp.
- Cortes, R. M. V., M. T. Ferreira, S. V. Oliveira, & D. Oliveira, 2002. Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. *River Research and Applications* 18: 367–382, <http://doi.wiley.com/10.1002/rra.679>.
- Dewson, Z. S., A. B. W. James, R. G. Death, & Z. S. Dewson, 2007. A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 26: 401–415.
- Dolédec, S., & B. Statzner, 2008. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. *Freshwater Biology* 53: 617–634, <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2007.01924.x>.
- Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z.-I. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A.-H. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny, & C. A. Sullivan, 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges.

- Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society 81: 163–182,
<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16336747>.
- Feio, M. J., & S. Dolédec, 2012. Integration of invertebrate traits into predictive models for indirect assessment of stream functional integrity: A case study in Portugal. *Ecological Indicators* 15: 236–247,
<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X11003281>.
- Ferreira, W. R., L. T. Paiva, & M. Callisto, 2011. Development of a benthic multimetric index for biomonitoring of a neotropical watershed. *Brazilian journal of biology* 71: 15–25,
<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21437395>.
- Haybach, A., F. Sch, B. Knig, & F. Kohmann, 2004. Use of biological traits for interpreting functional relationships in large rivers. *Limnologica* 34: 451–459.
- Hering, D., O. Moog, L. Sandin, & P. F. M. Verdonschot, 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* 516: 1–20,
<http://www.springerlink.com/openurl.asp?id=doi:10.1023/B:HYDR.0000025255.70009.a5>.
- Hurvich, C. M., 1989. Regression and time series model deletion criterion in small samples. *Biometrika* 76: 297–307.
- Li, L., B. Zheng, & L. Liu, 2010. Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. *Procedia Environmental Sciences* 2: 1510–1524,
<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1878029610001970>.
- Ligeiro, R., A. S. Melo, & M. Callisto, 2010. Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. *Freshwater Biology* 55: 424–435,
<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2009.02291.x>.
- Maroneze, D. M., T. H. Tupinambás, J. S. França, & M. Callisto, 2011. Effects of flow reduction and spillways on the composition and structure of benthic macroinvertebrate communities in a Brazilian river reach. *Brazilian Journal of Biology* 71: 639–651,
<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21881787>.
- Merritt, R. W., & K. W. Cummins, 1998. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt Publishing Company, Iowa, 750 pp.
- Mugnai, R., J. L. Nessimian, & D. F. Baptista, 2010. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro. Books Editora, Rio de Janeiro, 174 pp.
- Navarro-Llácer, C., D. Baeza, & J. de las Heras, 2010. Assessment of regulated rivers with indices based on macroinvertebrates, fish and riparian forest in the southeast of Spain. *Ecological Indicators* 10: 935–942,
<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X10000269>.

- Ogbeibu, A. E., & B. J. Oribhabor, 2002. Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. *Water Research* 36: 2427–2436, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12153008>.
- Pérez, G. R., 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Colciencias, Bogotá, 217 pp.
- Poff, N. L., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Ichter, R. E. Sparks, & J. C. Stromberg, 1997. The Natural Flow Regime. *BioScience* 47: 769–784, <http://www.jstor.org/stable/1313099?origin=crossref>.
- Poff, N. L., & J. K. H. Zimmerman, 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology* 55: 194–205, <http://blackwell-synergy.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2427.2009.02272.x>.
- Pompeu, P. S., & F. Vieira, 2002. Avaliação do impacto da operação de pequenas hidrelétricas: I- variação do nível fluviométrico a jusante da casa de força. Piracema-Boletim Informativo do Grupo de Avaliação de Impactos sobre a Ictiofauna, Sociedade Brasileira de Ictiologia 1: 4–5.
- Richter, B. D., J. V. Baumgartner, J. Powell, & D. P. Braun, 1996. A Method for Assessing Hydrologic Alterations within Ecosystems. *Conservation Biology* 10: 1163–1174.
- Rosenberg, D. M., & V. H. Resh, 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates In Rosenberg, D. M., & V. H. Resh (eds), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York: 1–9.
- Santos, G. B., 2010. A ictiofauna da bacia do Alto Paraná (rio Grande e rio Paranaíba). *MG Biota* 2: 1–56.
- Silva-Santos, P. M., S. V Oliveira, R. M. V Cortes, & A. C. Albuquerque, 2004. Natural and anthropogenic variations in a channelized water course in Centre of Portugal. *The Journal of 20th Century Contemporary French Studies* 23: 257–270.
- Smokorowski, K. E., R. A. Metcalfe, S. D. Finucan, N. Jones, J. Marty, M. Power, R. S. Pyrcce, & R. Steele, 2011. Ecosystem level assessment of environmentally based flow restrictions for maintaining ecosystem integrity : a comparison of a modified peaking versus unaltered river. *Ecology* 92: 791–806.
- StatSoft, I., 2007. STATISTICA (data analysis system), version 8.0. www.statsoft.com . , www.statsoft.com.
- Statzner, B., N. Bonada, & S. Dolédec, 2008. Predicting the abundance of European stream macroinvertebrates using biological attributes. *Oecologia* 156: 65–73, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18270744>.
- Statzner, B., J. A. Gore, V. H. Resh, S. Journal, N. American, & B. Society, 1988. Hydraulic stream ecology : observed patterns and potential applications hydraulic stream ecology :

- observed patterns and potential applications. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 307–360.
- Suen, J.-P., & J. W. Eheart, 2006. Reservoir management to balance ecosystem and human needs: Incorporating the paradigm of the ecological flow regime. *Water Resources Research* 42: 1–9, <http://www.agu.org/pubs/crossref/2006/2005WR004314.shtml>.
- Sugiura, N., 1978. Further analysis of the data by Akaike's information criterion and the time corrections. *Communications in Statistics A7*: 13–26.
- Suguio, K., 1973. *Introdução à sedimentologia*. EDUSP, São Paulo, 317 pp.
- Tachet, H., M. Bournaud, & P. Richoux, 1994. *Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces*. Université Claude Bernard, Lyon, 154 pp.
- Tomanova, S., N. Moya, & T. Oberdorff, 2008. Using macroinvertebrate biological traits for assessing biotic integrity of neotropical streams. *River Research and Applications* 24: 1230–1239.
- Usseglio-Polatera, P., & J. Beisel, 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: aquatic insects in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology* 31: 417–437.
- Usseglio-Polatera, P., M. Bournaud, P. Richoux, & H. Tachet, 2000a. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? *Hydrobiologia* 422/423: 153–162.
- Usseglio-Polatera, P., M. Bournaud, & P. Richoux, 2000b. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology* 43: 175–205.
- Van Den Berg, E., & A. T. Oliveira-Filho, 2000. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. *Revista Brasileira de Botânica* 23: 231–253.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell, & C. E. Cushing, 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137, <http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/f80-017>.
- Varandas, S. G., & R. M. V. Cortes, 2010. Evaluating macroinvertebrate biological metrics for ecological assessment of streams in northern Portugal. *Environmental Monitoring and Assessment* 166: 201–221, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19488735>.
- World Commission on Dams, 2000. *Dams and Development: A New Framework for Decision-Making*. World. Earthscan Publications Ltd, London, 404 pp.

APPENDICES

Appendix 1. Mean and standard deviation of main benthic macroinvertebrates taxa sampled in the wet period (January of 2010), in three habitat types (BW = backwater, FB= fluvial beach and RN = running water) under fixed flow and daily flow peaking in two distinct seasonal periods (wet and dry), downstream Itutinga reservoir, Rio Grande basin, southeast of Brazil. The *taxa* are organized based on their abundance.

	wet period					
	fixed flow			daily fluctuation		
	BW	FB	RN	BW	FB	RN
Chironomidae	202.6 ± 152.8	314.9 ± 449.3	128.1 ± 139.2	269.8 ± 269.4	298.9 ± 580.3	133.7 ± 156.2
Oligochaeta	18.1 ± 18.1	18.8 ± 18.8	25.0 ± 25.0	43.3 ± 43.3	21.9 ± 21.9	140.6 ± 140.6
Baetidae	42.5 ± 42.5	27.1 ± 27.1	18.8 ± 18.8	55.0 ± 55.0	25.0 ± 25.0	41.1 ± 41.1
Amphipoda	-	-	-	-	-	-
Bivalvia	-	-	-	-	-	-
Ceratopogonidae	15.6 ± 15.6	12.5 ± 12.5	12.5 ± 12.5	12.5 ± 12.5	12.5 ± 12.5	-
Chaoboridae	-	-	-	12.5 ± 12.5	12.5 ± 12.5	-
Culicidae	-	-	-	-	12.5 ± 12.5	-
Elmidae	25.0 ± 25.0	12.5 ± 12.5	12.5 ± 12.5	12.5 ± 12.5	25.0 ± 25.0	15.3 ± 15.3
Empididae	-	-	20.8 ± 20.8	-	12.5 ± 12.5	-
Gerridae	-	-	-	-	-	-
Gelastocoridae	12.5 ± 12.5	-	-	-	-	-
Gomphidae	12.5 ± 12.5	12.5 ± 12.5	-	12.5 ± 12.5	12.5 ± 12.5	-
Gyrinidae	-	-	-	-	-	-
Hidracarina	-	12.5 ± 12.5	-	-	-	12.5 ± 12.5
Hirudinea	12.5 ± 12.5	-	-	12.5 ± 12.5	-	12.5 ± 12.5
Helichopsychidae	-	-	-	12.5 ± 12.5	-	12.5 ± 12.5
Hydrophilidae	-	25.0 ± 25.0	12.5 ± 12.5	-	20.8 ± 20.8	-
Hydropsychidae	218.8 ± 218.8	15.6 ± 15.6	725.0 ± 725.0	20.0 ± 20.0	65.6 ± 65.6	640.3 ± 640.3
Hydroptilidae	25.0 ± 25.0	22.5 ± 22.5	189.6 ± 189.6	30.4 ± 30.4	25.0 ± 25.0	100.0 ± 100.0
Leptoceridae	-	12.5 ± 12.5	-	-	-	12.5 ± 12.5
Leptophlebiidae	12.5 ± 12.5	12.5 ± 12.5	-	25.0 ± 25.0	12.5 ± 12.5	-
Leptoxyphidae	16.1 ± 16.1	55.6 ± 55.6	55.0 ± 55.0	31.9 ± 31.9	23.8 ± 23.8	87.5 ± 87.5
Libellulidae	12.5 ± 12.5	12.5 ± 12.5	-	-	-	12.5 ± 12.5
Naocoridae	12.5 ± 12.5	-	-	-	12.5 ± 12.5	-
Nematoda	-	12.5 ± 12.5	-	20.8 ± 20.8	12.5 ± 12.5	47.5 ± 47.5
Ostracoda	-	-	-	12.5 ± 12.5	-	-
Polycentropodidae	25.0 ± 25.0	21.9 ± 21.9	12.5 ± 12.5	25.0 ± 25.0	50.0 ± 50.0	37.5 ± 37.5
Polymitarcyidae	-	12.5 ± 12.5	-	-	12.5 ± 12.5	12.5 ± 12.5
Pyralidae	-	37.5 ± 37.5	50.0 ± 50.0	25.0 ± 25.0	16.7 ± 16.7	25.0 ± 25.0
Simuliidae	12.5 ± 12.5	12.5 ± 12.5	277.5 ± 277.5	12.5 ± 12.5	12.5 ± 12.5	60.4 ± 60.4
Staphilinidae	-	-	-	12.5 ± 12.5	-	-
Tabanidae	-	-	-	-	-	-
Tipulidae	25.0 ± 25.0	12.5 ± 12.5	12.5 ± 12.5	-	12.5 ± 12.5	-
Vellidae	-	-	-	-	12.5 ± 12.5	-

Appendix 2. Mean and standard deviation of main benthic macroinvertebrates taxa sampled in the dry period (July of 2010), in three habitat types (BW = backwater, FB= fluvial beach and RN = running water) under fixed flow and daily flow peaking in two distinct seasonal periods (wet and dry), downstream Itutinga reservoir, Rio Grande basin, southwest of Brazil. The *taxa* are organized based on their abundance.

	dry period					
	fixed flow			daily fluctuation		
	BW	FB	RN	BW	FB	RN
Chironomidae	918.2 ± 726.9	824.5 ± 648.7	914.1 ± 734.6	825 ± 797.6	1104 ± 835.5	646.9 ± 578.9
Oligochaeta	26.8 ± 26.8	33.3 ± 33.3	37.5 ± 37.5	69.8 ± 69.8	46.9 ± 46.9	57.7 ± 57.7
Baetidae	12.5 ± 12.5	18.8 ± 18.8	26.8 ± 26.8	12.5 ± 12.5	12.5 ± 12.5	29.2 ± 29.2
Amphipoda	-	-	-	12.5 ± 12.5	-	-
Bivalvia	-	-	-	12.5 ± 12.5	-	-
Ceratopogonidae	22.9 ± 22.9	21.9 ± 21.9	50.0 ± 50.0	18.8 ± 18.8	13.5 ± 13.5	16.7 ± 16.7
Chaoboridae	-	-	12.5 ± 12.5	-	-	-
Culicidae	50.0 ± 50.0	-	-	-	-	-
Elmidae	12.5 ± 12.5	12.5 ± 12.5	12.5 ± 12.5	18.8 ± 18.8	-	12.5 ± 12.5
Empididae	-	-	-	-	-	12.5 ± 12.5
Gerridae	-	-	-	12.5 ± 12.5	-	12.5 ± 12.5
Gomphidae	-	-	-	-	-	12.5 ± 12.5
Gyrinidae	12.5 ± 12.5	-	-	-	-	-
Hidracarina	-	-	12.5 ± 12.5	-	-	-
Hirudinea	-	-	12.5 ± 12.5	-	-	-
Hydropsychidae	12.5 ± 12.5	25.0 ± 25.0	69.3 ± 69.3	-	12.5 ± 12.5	58.3 ± 58.3
Hydroptilidae	12.5 ± 12.5	-	12.5 ± 12.5	-	-	12.5 ± 12.5
Leptoceridae	37.5 ± 37.5	12.5 ± 12.5	-	12.5 ± 12.5	-	-
Leptophlebiidae	-	-	12.5 ± 12.5	12.5 ± 12.5	-	12.5 ± 12.5
Leptoypidae	40.6 ± 40.6	32.3 ± 32.3	66.1 ± 66.1	55.0 ± 55.0	39.8 ± 39.8	64.6 ± 64.6
Libellulidae	37.5 ± 37.5	-	31.3 ± 31.3	12.5 ± 12.5	-	12.5 ± 12.5
Naecoridae	-	-	-	-	-	-
Nematoda	12.5 ± 12.5	-	-	15.0 ± 15.0	12.5 ± 12.5	20.8 ± 20.8
Ostracoda	-	-	12.5 ± 12.5	-	-	-
Polycentropodidae	12.5 ± 12.5	-	-	12.5 ± 12.5	-	-
Polymitarcyidae	-	12.5 ± 12.5	-	12.5 ± 12.5	-	-
Pyrallidae	-	-	12.5 ± 12.5	-	-	12.5 ± 12.5
Simuliidae	12.5 ± 12.5	-	22.9 ± 22.9	12.5 ± 12.5	-	87.5 ± 87.5
Tabanidae	-	-	-	12.5 ± 12.5	-	-
Tipulidae	15.0 ± 15.0	12.5 ± 12.5	12.5 ± 12.5	15.6 ± 15.6	12.5 ± 12.5	12.5 ± 12.5
Vellidae	-	-	31.3 ± 31.3	-	-	-

Appendix 3. Calculated biological traits

Biological traits	Category
Maximal potential size	≤ .25 cm
	> .25-.5 cm
	> .5-1 cm
	> 1-2 cm
	> 2-4 cm
	> 4-8 cm
	> 8 cm
Life cycle duration	≤ 1 year
	> 1 year
Potential number of cycles per year	< 1
	= 1
	> 1
Aquatic stages	egg
	larva
	nymph
	adult
Reproduction	ovoviviparity
	isolated eggs, free
	isolated eggs, cemented
	clutches, cemented or fixed
	clutches, free
	clutches, in vegetation
	clutches, terrestrial
asexual reproduction	
Dispersal	aquatic passive
	aquatic active
	aerial passive
	aerial active
Resistance forms	eggs, statoblasts
	cocoons
	housings against desiccation
	diapause or dormancy
	none
Respiration	tegument
	gill
	plastron
	spiracle
	hydrostatic vesicle

Appendix 3. Continuation

Biological Traits	Category
Locomotion and substrate relation	flier
	surface swimmer
	full water swimmer
	crawler
	burrower
	interstitial
	temporarily attached
	tempattach
	permanently attached
Food	microorganisms
	detritus (< 1mm)
	dead plant (>= 1mm)
	living microphytes
	living macrophytes
	dead animal (>= 1mm)
	living microinvertebrates
	living macroinvertebrates
	vertebrates
Feeding habits	absorber
	deposit feeder
	shredder
	scraper
	filter-feeder
	piercer
	predator
	parasite

Appendix 4. Calculated ecological traits

Ecological Traits	Category
Transversal distribution	river channel
Substrate (preferendum)	flags/boulders/cobbles/pebbles gravel sand silt macrophytes microphytes twigs/roots organic detritus/litter mud
Current velocity (preferendum)	null slow (< 25 cm/s) medium (25-50 cm/s) fast (> 50 cm/s)
Trophic status (preferendum)	oligotrophic (olig) mesotrophic eutrophic (eutrof)
Saprobity	xenosaprobic oligosaprobic b-mesosaprobic a-mesosaprobic polysaprobic
pH (preferendum)	≤ 4 > 4-4.5 > 4.5-5 > 5-5.5 > 5.5-6 > 6



CAPÍTULO II

Macroinvertebrate responses to distinct hydrological patterns in a tropical regulated river

**Macroinvertebrate responses to distinct hydrological patterns
in a tropical regulated river**

Taynan H. Tupinambás^{1,2}, Rui M. V. Cortes², Samantha J. Hughes², Simone G. Varandas²,
Marcos Callisto¹

¹ Laboratório de Ecologia de Bentos, Departamento de Biologia Geral, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Avenida Antônio Carlos, 6627, CP. 486, Pampulha, CEP 30161-970, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil.

² Centro de Investigação e de Tecnologias Agro-Ambientais e Biológicas, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Apartado 1013, 50001-911, Vila Real Codex, Portugal

RESUMO: O crescimento econômico do Brasil resultou em um aumento notável na construção de usinas hidrelétricas. Apesar de sua grande importância para o desenvolvimento econômico e social humano, a presença de barragens e reservatórios provoca alterações de grande escala no regime hidrológico natural dos rios, influenciando profundamente a biodiversidade aquática. Este estudo assume que as comunidades de macroinvertebrados bentônicos são significativamente influenciadas pela (i) sazonalidade (período úmido e período seco), (ii) por diferentes valores de vazão dentro de cada período sazonal (valores altos e baixos), e (iii) pela composição do substrato nos distintos tipos de habitats fluviais. Correlações significativas (iv) também foram avaliadas entre as variáveis ambientais (parâmetros físico-químicos da água e do sedimento) e as comunidades de macroinvertebrados bentônicos. As amostragens de macroinvertebrados bentônicos, sedimento e água foram realizadas em duas situações hidráulicas distintas, ou seja, valores altos e baixos dentro dos períodos secos e chuvosos de 2010 e 2011, em três diferentes habitats fluviais típicos (remanso, praia e corredeira). Os resultados demonstraram claramente a sensibilidade das comunidades de macroinvertebrados bentônicos a alterações sazonais e intra-sazonais de vazão, bem como entre os habitats amostrados. As comunidades de macroinvertebrados bentônicos foram mais complexas e distintas no habitat corredeira em relação aos demais habitats. As alterações nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos estão altamente associadas a alguns parâmetros abióticos mensurados na coluna d'água parâmetros (temperatura, turbidez e nutrientes) e à composição do substrato nos diferentes habitats estudados. Com base nos resultados, sugere-se que as comunidades de macroinvertebrados bentônicos são indicadores adequados para avaliar e monitorar os ecossistemas lóticos a jusante de barragens em rios regulados tropicais.

Palavras chave: ecossistema; manejo; avaliação biológica, bioindicadores, macroinvertebrados

ABSTRACT: Brazil's burgeoning economic growth has resulted in a remarkable increase in hydroelectric power plant construction. Despite their considerable importance for human economic and social development, the presence of dams and reservoirs provokes large scale alterations in the natural flow regime of the rivers, profoundly influencing aquatic biodiversity. This study assumed that benthic macroinvertebrate community would be significantly influenced by (i) seasonality (wet period and dry period), (ii) different flow values (high and low flows) within each seasonal period, and by (iii) substrate composition in distinct fluvial habitat types. Significant correlations (iv) were also evaluated between the environmental variables (physicochemical parameters of water and sediment) and the benthic macroinvertebrate community. Benthic macroinvertebrates, sediment and water samplings were carried out in two hydraulic situations, namely high and low flow within the both wet and dry periods for two years (2010 and 2011), in backwater, fluvial beach and running water habitats. Results clearly demonstrated benthic macroinvertebrates community responses to flow variability between and within the seasonal periods, as well as the habitat types. The benthic macroinvertebrate communities in running water habitats were more complex and displayed a distinct composition compared to backwater habitats. Changes in the macroinvertebrate community were closely associated with water parameters (temperature, turbidity, nutrients) that showed seasonal differences and with substrate characteristics as particle size and heterogeneity of micro-habitats. Based on the results, we suggest that benthic macroinvertebrate communities are suitable indicators for evaluating and monitoring lotic ecosystems downstream of dams in tropical regulated rivers.

Keywords: ecosystem; management; river regulation; biological assessment; bioindicators; macroinvertebrate traits

INTRODUCTION

Aquatic ecosystems have a long story of disturbance by man's activities (Poff et al., 1997). Dam construction is a global phenomenon; currently more than half of world's large rivers are regulated by dams (World Commission on Dams, 2000; Richter et al., 2003). Starting in the latter half of the twentieth century, there has been a remarkable increase in the planning and construction of hydroelectric dams in Brazil concomitant with the countries in considerable economic growth (Bortoleto, 2001; Agostinho et al., 2005). The reservoirs associated with hydroelectric plants have multiple uses beside generating electricity, such as water storage for human supply, attenuation of extreme flows, fishing, leisure and tourism (Tundisi and Matsumura-Tundisi, 2003).

Despite their obvious socio-economic importance, the presence of reservoirs causes large scale alterations in the natural flow regime and dynamics of river systems (Poff et al., 1997). Reservoir operation regimes will alter the frequency, magnitude and duration of extreme flows, decreasing natural flow variations imposed by the inter and intra-seasonal characteristics (Bunn and Arthington, 2002). Such alterations in the natural hydrological regime directly affect vital support elements that shape downstream ecosystems such as organic matter and energy flow patterns and the physicochemical quality of both the water column and sediment (availability and diversity of aquatic habitats) (Richter et al., 2003; Chung et al., 2008), ultimately influencing the composition and structure of the aquatic communities (Allan, 1995; Bunn and Arthington, 2002; Suen and Eheart, 2006).

These impacts on regulated rivers have generated considerable discussion on environmental flow requirements (The Brisbane Declaration, 2007; Acreman and Ferguson, 2010; Poff et al., 2010). Appropriate integrated management of both existing and planned reservoirs is a considerable challenge for ensuring the sustainability and conservation of the

affected aquatic ecosystems and the services they supply (Dudgeon et al., 2006; Poff, 2009; Acreman and Ferguson, 2010; O’Keeffe, 2013).

Environmental flow regimes developed for employed in regulated rivers must consider the natural variations that occurs in downstream flows (Collischonn et al., 2005; Shenton et al., 2012). They should be based on information on the historical natural flow variations and the hydrological cycle maintain the structure and function of aquatic ecosystems thereby conserving aquatic biodiversity (Shenton et al., 2012).

Previous commonly used methods for downstream flow requirement were mainly based on hydrological parameters and habitat classification (Tharme, 2003; Anderson et al., 2011; Shenton et al., 2012), not taking into account natural temporal patterns of variation in the hydrological regime nor biological community response (Acreman and Ferguson, 2010; Shenton et al., 2012). The importance of inter and intra-seasonal flow variation is recognized nowadays (Richter et al., 2003; Poff, 2009; Belmar et al., 2011), and the inclusion biological community responses in environmental flow requirements is the norm (Belmar et al., 2011; Rolls et al., 2012; Shenton et al., 2012).

Benthic macroinvertebrate communities are an excellent tool for assessing flow effects (Statzner et al., 1988; Dewson et al., 2007; Chessman et al., 2010). The relative abundance, ubiquity and taxonomic and functional diversity of this group ensures that some components of the community will respond to changes in flow (Armitage et al., 1987; Gore et al., 2001; Wills et al., 2006).

Taxonomic composition and metrics summarizing facets of community structure can be affected by alterations in the natural flow regimes resulting from river regulation (Statzner et al., 1988; Poff et al., 1997; Gore et al., 2001; Tupinambás et al., 2013). Further,

macroinvertebrate biological and ecological traits such as small size (less time without disturbance), many offspring per reproductive cycle (improve the rate of survival), flattened body shape (hydrodynamics) have been reported to be favored by the conditions created by river regulation, while others such as large size, few offspring per reproductive cycle, lack of attachment capacity and low tolerance to desiccation are detrimentally affected by such conditions (Ward, 1992; Townsend & Hildrew, 1994; Ogbeibu & Oribhabor, 2002; Silva-Santos et al., 2004; Silva et al., 2009; Smokorowski et al., 2011). Thus traits describing functional characteristics of benthic macroinvertebrate community can provide important information on how flow alterations caused by the presence of dams can affect composition and structure (Bonada et al., 2007; Tupinambás et al., 2013).

This study assesses the association of benthic macroinvertebrate abundance, structure metrics and functional metrics ('traits') with environmental parameters of water and sediment composition as a tool to detect responses to the natural hydrological variation affects in a highly regulated tropical river system. The natural range of inter and intra-seasonal and variations of the hydrological cycle was manipulated covering high and low flows within wet and dry periods and the distinct habitat types formed over two different hydrological years. It was assumed that benthic macroinvertebrate community would be significantly influenced by (i) seasonality (wet and dry periods), (ii) differences in flow (high and low flows) within each seasonal period (intra-seasonal), and by (iii) benthic substrate composition in distinct fluvial habitats types. Significant correlations (iv) were also evaluated between the environmental variables (physicochemical parameters of water and sediment) and the benthic macroinvertebrate communities. We intended to discuss how this community could be an appropriate instrument in environmental flow requirements and to monitor the functioning of those regulated river segments.

METHODS

Study design

The Rio Grande, located in the state of Minas Gerais, southeast Brazil (Figure 1), is a highly regulated system (12 hydroelectric power plants and dams installed along the river's length) with a total length of 1,300 km and a catchment area of 143,000 km² (Santos, 2010). This study was carried out on the section of the river containing the Itutinga and Camargos reservoirs. The Itutinga reservoir, situated downstream of the Camargos reservoir, is characterized by both low dam height, reduced holding capacity and a run-of-the-river operational regime. The Camargos reservoir, located approximately 2 km upstream of the Itutinga reservoir, has a holding capacity approximately 70 times greater than the Itutinga reservoir (Figure 1; Table 1). The lotic reach downstream of the Itutinga reservoir is approximately 20 km long. Flow dynamics and sediment composition along this reach (Table 3) result in the presence of three predominant fluvial habitat types, namely backwaters (BW), fluvial beaches (FB) and running waters (RN). The study area was located approximately 5 km downstream of the Itutinga reservoir (44°39'W, 21°16'S; 850 m) (Figure 1).

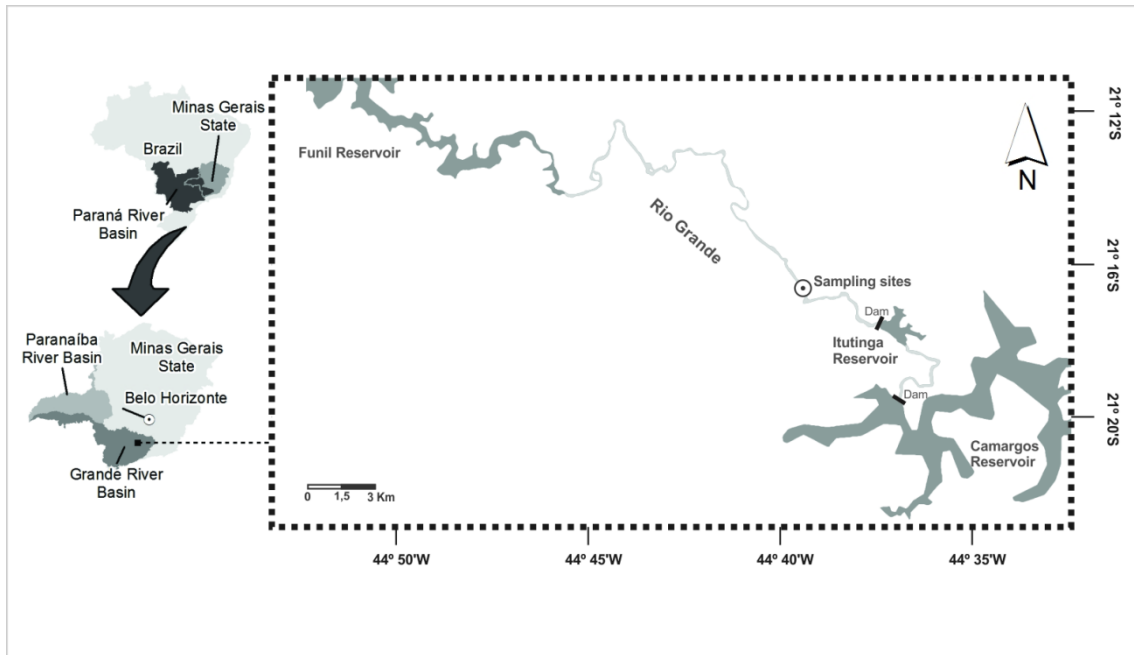


Figure 1. Location of study area at Rio Grande, Paraná river basin, southeast Brazil.

The region has a humid tropical climate (Köppen-Geiger classification: Cwb) with dry winters (April-September, mean 107 ± 12 mm month⁻¹) and wet summers (October-March, mean 1410 ± 156 mm month⁻¹) (Van Den Berg and Oliveira-Filho, 2000). The vegetation is typical of “Cerrado” (tropical savanna like) with predominating “Campos” and “Campos Cerrados” (Van Den Berg and Oliveira-Filho, 2000).

Table 1. General characteristics of Itutinga and Camargos reservoirs situated on the Rio Grande, Southeast Brazil.

General characteristics	Itutinga reservoir	Camargos reservoir
Start of operation	1955	1960
Flooded area (km ²)	2.03	50.46
Volume (hm ³)	11.4	792
Dam height(m)	23	36
Dam length (m)	550	608
Installed capacity (MW)	52	45
Generating units (turbines)	4	2

Experimental design

In order to evaluate the effect of intra-seasonal flow variation on the benthic macroinvertebrate community, two distinct experimental flow regimes, namely high and low flows were tested during the both wet and dry periods of two hydrological cycles (2010 - 2011). The amplitude of 25-75% percentiles of historic flow from 1931 to 1953 for the Itutinga reservoir for each season, prior to dam construction (Figure 2), were analyzed to determine the experimental flow regimes. The final flow values selected for experimental testing (Table 2) were always made in accordance with the management requirements imposed for energy production by the Energetic Company of Minas Gerais (CEMIG) in agreement with National Operator of Electric System (ONS).

Table 2. Selected experimental flows for sampling in the wet and dry periods, based on the range (median and 25-75% percentiles) of historical flows prior to regulation).

Period/2010	Experimental flows	Period/2011	Experimental flows
Wet - January	High - 327 m ³ .s ⁻¹	Wet - March	High - 222 m ³ .s ⁻¹
Wet - March	Low - 96 m ³ .s ⁻¹	Wet - November	Low - 110 m ³ .s ⁻¹
Dry - July	High - 108 m ³ .s ⁻¹	Dry - June	High - 109 m ³ .s ⁻¹
Dry - October	Low - 76 m ³ .s ⁻¹	Dry - September	Low - 65 m ³ .s ⁻¹

The derived experimental flow regimes (Table 2) were imposed for thirty consecutive days prior to each sampling campaign. Following this period, water, sediment and benthic macroinvertebrates were collected for six consecutive days in each sampling period (wet and dry) over two years (2010 and 2011). Sediment and benthic macroinvertebrate samples were collected from the BW, FB and RN habitat types (Table 3).

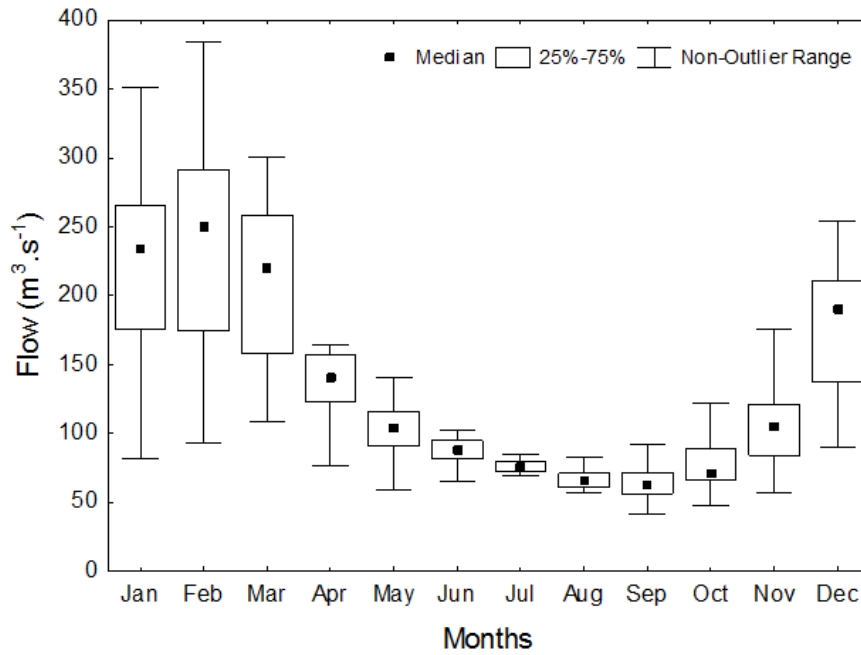


Figure 2. Box whisker plots (range, median and 25-75% percentiles) of seasonal historical flows (prior to construction of the Itutinga reservoir) for the period 1931 to 1953 in the area of the Rio Grande where the Itutinga reservoir is now situated

Table 3. General characteristics of the three habitat types (BW - backwaters, FB - fluvial beaches, RN - running water) sampled downstream of the Itutinga reservoir, Rio Grande, Southeast Brazil.

General characteristics	BW	FB	RN
Average depth (m)	1	1	1
Average width (m)	50	50	50
Average flow (m ³ s ⁻¹)	0	0	0.48
Predominant habitat type	pools	beach	riffles
Predominant substrate particle size	<0.50 mm	0.50-1.0mm	>1.0mm
Aquatic macrophytes	absent	absent	present
Average organic matter (%)	1.62	0.52	0.7

Benthic macroinvertebrate communities

Benthic macroinvertebrate samples (4 dredges) were collected for a consecutive 6 day period using a Petersen dredge (0.0375 m²) in BW, FB and RN habitat types, in each of four experimental periods over the both years (2010 and 2011), yielding a total of 576 benthic macroinvertebrate samples. The samples were washed through 1.0, 0.5 and 0.25 mm sieves

and preserved in 70% alcohol. Material was identified to family level using specialized literature (Pérez 1988; Merritt and Cummins 1998; Mugnai et al., 2010) and deposited in the reference collection of the Instituto de Ciências Biológicas of the Universidade Federal de Minas Gerais.

Characterization of physical and chemical variables

Water column

Water quality samples were taken from the FB habitat type only since preliminary sampling showed no significant difference in water column parameters between all three habitats, which were all situated in the same reach. Water temperature (°C), electrical conductivity ($\mu\text{S cm}^{-1}$), pH, turbidity (NTU), total dissolved solids ($\mu\text{g L}^{-1}$) and water redox potential (mV) were measured daily over the same consecutive 6 day period as the biological sampling programme using an YSI-6600 electronic multi-parameter probe (total of 48 water samples). Water samples were taken for laboratorial analyses of dissolved oxygen (mg L^{-1}), total alkalinity ($\mu\text{Eq L}^{-1}$ of CO_2), total phosphorous (mg L^{-1}) and total nitrogen (mg L^{-1}), following the Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 1999).

Sediment

Sediment samples (1 dredge) were collected over the same consecutive 6 day period from all habitat types using a Petersen dredge (0.0375 m^2) in wet and dry periods of 2010 and 2011, yielding a total of 144 sediment samples. The granulometric composition of each substrate (%) was determined using a screening method developed by Suguio (1973) and modified by Callisto and Esteves (1996). Organic content of the sediment was determined using the gravimetric ash free dry weight method. Aliquots were weighed ($0.3 \pm 0.1 \text{ gr}$) and

ashed (550 ° C for 4 h); the difference between the initial weight of sample and weight after ashing gave the percentage of the organic sediment content.

DATA ANALYSIS

Biological data

Family level benthic richness (S), Shannon-Wiener diversity index (H') and density (ind m⁻²) were calculated for each habitat and experimental flow situation. Three data sets were derived, namely family level abundance data, structural and composition metrics (standardized data) and biological and ecological traits (percentage of individuals) to test the effect of seasonality, experimental flow values and substrate composition (habitat types) on different aspects of the macroinvertebrate community.

Calculation and selection of metrics and traits

Biological macroinvertebrates metrics were calculated using the Asterics software (Version 3.3.1, <http://www.aqem.de>) developed as part of the EU funded AQEM project (Hering et al., 2004) Since many of the AQEM metrics such as biotic indices, or tolerance descriptors were developed for European river systems, a subset of fifty nine more generic metrics describing macroinvertebrate composition and structure were selected. Redundant metrics (highly correlated variables with a threshold value of $-0.6 \geq r \geq 0.6$) were removed using the Spearman Rank Correlation (Feld and Hering, 2007; Hughes et al., 2009) and by observing draftsman plots of these variables.

Biological and ecological traits were selected based on Usseglio-Polatera et al. (2000b). Five of 22 ecological traits were discarded since the data derived from a relatively small study area, without marked altitudinal, longitudinal, temperature gradients inherent to such traits. Each trait was divided into trait categories or modalities following the “fuzzy

coding” approach described in Tachet et al. (1994); Usseglio-Polatera et al. (2000); Feio and Dolédec (2012). This method involves the assignment of an affinity score of each taxon to each category for a given trait. The original affinity score matrix of Usseglio-Polatera et al. (2000) is based on genus and species level data; the original database affinity scores were adapted for family level identification by averaging the affinity scores of genera belonging to the same family (Tupinambás et al., 2013). An affinity score ranging from 0 to 3 was allocated to each taxon for each trait category in the following way: 0 - no affinity of taxon to a given category, 1 - a weak affinity to a given trait category, 2 - a substantial affinity to a given trait category and 3 - a high affinity to a given trait category. Missing information on invertebrate traits or modalities was taken from available literature, summarized in Varandas and Cortes (2010). Traits for which no information was available were scored 0 (zero). For more details about the fuzzy coding procedure see also Tachet et al. (1994), Usseglio-Polatera and Biesel (1994). Subsequent analyses were based on the assumption that this adapted family level identification affinities matrix approach could be applied in different geographic regions.

Traits were coded for 32 of the 37 identified taxa, representing 86% of the individuals sampled. The taxa-trait fuzzy matrix was multiplied by the number of individuals in the respective family at each site and subsequently transformed in a site-trait array of the number of taxa. Redundant modalities were again removed using the Spearman Rank Correlation (threshold value of $r \geq 0.6$ or $r \leq -0.6$) and by observing draftsman plots of variables. The Kruskal-Wallis non-parametrical test (significance level: $p < 0.05$) was used to test non-redundant traits ($n = 37$) for hydraulic situation (fixed flow *versus* daily flow peaking) and substrate composition (habitat type). SIMPER analysis was used to detect the contribution of each selected trait to the dissimilarity of hydraulic situations (fixed flow and daily peaking) and substrate composition (habitats).

Statistical differences

PERMANOVA, a permutational multivariate analysis of variance based on a Bray-Curtis similarity matrix (Anderson et al., 2008), was used to test for differences in benthic community response (taxonomic composition, metrics and traits) to seasonal period (wet *versus* dry), flow regimes (high *versus* low) and habitats (BW *versus* FB *versus* RN) for each year. This analysis applied four factors, where experimental periods, flows and habitat types were fixed, while days were the random factor. *A posteriori* pair-wise tests were performed to identify where differences occurred between habitats.

Indicator selection

General Discriminant Analyses (GDA) was applied. Habitat type was a categorical variable and relative abundance of taxa, metrics or traits were continuous variables, to identify the most significant variables in the 3 biological data sets and to detect those more strongly associated to changes in flow levels. Due to the low number of variables retained by GDA for each biological data type, they were grouped for subsequent analyses including environmental variables.

Environmental influences

Canonical Correspondence Analyses (CCA) were carried out to depict associations between the biological variables and the environmental variables (water column and sediment composition). CCA is a direct gradient analysis technique that uses data sets of biotic and abiotic variables to select the linear combination of environmental parameters that maximize the dispersion of species scores obtained in a separated ordination (Cortes et al., 2008).

A total of eight CCA were carried out: 4 CCA to assess the association of benthic macroinvertebrate assemblages attributes with water column variables and 4 CCA to assess

the association of benthic macroinvertebrate assemblages with sediment variables (in both cases, wet and dry in both 2010 and 2011). The inter-species distances in a biplot scaling were used, without transformation. A global test Monte Carlo using unrestricted permutations was carried out to verify the axes significance. Variables with Variance Inflation Factors (VIFs) greater than 15 were rejected in order to avoid multicollinearity (O'Brien 2007).

All analyses were carried out using Primer 6 software (Clarke and Gorley, 2006) PERMANOVA+ for PRIMER software (Anderson et al., 2008), STATISTICA 8.0 software (StatSoft, 2007) and CANOCO 4.5 for Windows (Ter Braak and Smilauer, 2002).

RESULTS

A total of 30,726 benthic macroinvertebrates were collected from 38 taxa comprising Arthropods (34 taxa), Annelids (2 taxa), Mollusks (1 taxon) and Nematodes (1 taxon) (Appendix 1 and 2). BW and RN habitats had higher taxonomic richness (30 taxa) but Shannon-Wiener (H') was higher in the RN habitat (RN =1.09; BW = 0.36; FB = 0.29). Higher taxonomic richness (38 taxa) and Shannon-Wiener (H') (0.72) occurred in 2010 compared to 2011 (Richness = 25; $H = 0.52$). The Chironomidae was the dominant family (> 80 % of identified taxa) in all periods and habitats.

Applied selection procedures resulted in final subsets of 9 metrics and 16 trait modalities (Table 4). Results of the PERMANOVA analyses (Table 5) showed that all three biological data sets differed significantly between dry and wet periods for both years. There were significant differences in macroinvertebrate relative abundance data between high and low flow regimes for both sampling years, while metrics showed significant differences between high and low flow regimes for 2011 only (Table 5). There were significant

differences in macroinvertebrate traits between high and low flow regimes for 2010 (Table 5). Macroinvertebrate abundance, traits and metrics were all significantly different between habitat types in 2010 (Table 5) while only abundance and metrics showed significant differences in 2011 (Table 5).

GDA results selected the most important variables, related to flow variation and habitat type for each biological data set. A total of 11 taxa, 6 structural metrics and 5 traits categories were retained in 2010: 4 taxa, 3 metrics and 1 trait in the wet period and 6 taxa, 3 metrics and 2 traits in the dry period. In 2011, 4 taxa, 5 metrics, 4 traits were retained: 3 taxa, 4 metrics and 3 traits in the wet period and 2 taxa, 1 metric and 1 trait in the dry period (Table 5).

Table 4. Non redundant data set of benthic macroinvertebrate attributes retained for analyses following selection procedures to remove multicollinearity.

Metrics	Traits
Density (ind.m ⁻²)	Max. potential size (>0.25-0.5)
Richness	Life cycle duration (pi_≤1y)
% Oligochaeta	Aquatic stages (pi_larv)
% Ephemeroptera	Reproduction (pi_clveg)
% Odonata	Dispersal (pi_aqpass)
% Trichoptera	Food (pi_detritus)
% Lepidoptera	Food (pi_deadpl)
% Coleoptera	Food (pi_livmacrop)
% Diptera	Food (pi_livmacroi)
-	Feeding habits (pi_filfeed)
-	Feeding habits (pi_pred)
-	Repiration (pi_spir)
-	Substrate (pi_macroph)
-	Locomotion (pi_crawl)
-	Locomotion (pi_bur)

Table 5. PERMANOVA results (Pseudo-F e p) of benthic macroinvertebrate taxonomic composition (abundance), metrics and traits for wet and dry periods, flow regime and habitat type in 2010 and 2011. BW-backwater; FB-fluvial beach; RN-running water.

	Abundance		Metrics		Traits	
	F	p	F	p	F	p
2010						
Period (Wet x Dry)	15.059	0.005**	23.262	0.004**	4.471	0.018*
Flow regime (High x low)	6.775	0.019*	2.872	0.082	6.282	0.006**
Habitats (BW x FB x RN)	6.608	0.001***	4.665	0.011*	3.655	0.004**
2011						
Periods (Wet x Dry)	11.928	0.005**	4.471	0.018*	6.497	0.028*
Flow (High x low)	15.544	0.002**	6.282	0.006**	1.867	0.157
Habitats (BW x FB x RN)	20.561	0.000***	3.655	0.004**	2.454	0.058

P.S. ns = $P > 0.05$; * = $P \leq 0.05$; ** = $P \leq 0.01$; *** = $P \leq 0.001$

Water column parameters exerted a greater influence on the benthic macroinvertebrate assemblage than sediment variables (Table 7). Axis one of the CCA based on water quality variables and invertebrates indicated a strong association with fluctuations in flow (Figures 3 A, 4 A and 5 A), except for the dry period of 2011 (Figure 6 A). Temperature, turbidity, dissolved oxygen, pH, alkalinity and nutrients appeared to be the principal water column parameters describing patterns of change in the benthic macroinvertebrate assemblages. Axis one of the CCA based on macroinvertebrate data and sediment parameters showed a clear association with substrate granulometry (Figures 3 B, 4 B, 5 B and 6 B), in particular gravel and fine sand. The CCA triplots showed a clear separation of RN, FB and BW habitats which were associated with coarser, middle and fine substrates respectively (Figures 3 B, 4 B, 5 B and 6 B).

Table 6. Results of General Discriminant Analyses for selecting benthic macroinvertebrate data of significant importance in relation to flow within each period in 2010 and 2011.

	2010		dry		2011		dry	
	wet		F	p	wet		F	p
	F	p	F	p	F	p	F	p
Abundance								
Chironomidae	35.004	0.000***	-	-	56.027	0.000***	-	-
Baetidae	16.823	0.000***	-	-	-	-	-	-
Pyralidae	14.226	0.000***	-	-	-	-	-	-
Leptophlebiidae	13.691	0.000***	-	-	-	-	-	-
Hydropsychidae	-	-	8.942	0.003**	4.677	0.032*	4.478	0.036*
Collembola	-	-	7.691	0.006**	-	-	-	-
Elmidae	-	-	6.884	0.009**	-	-	-	-
Ceratopogonidae	-	-	5.774	0.017*	-	-	-	-
Leptoiphidae	-	-	5.567	0.019*	25.773	0.000***	-	-
Empididae	-	-	5.302	0.022*	-	-	-	-
Simuliidae	-	-	-	-	-	-	3.967	0.048*
Metrics								
Density (ind. m ²)	17.053	0.000***	-	-	32.924	0.000***	-	-
%Trichoptera	11.155	0.001***	12.967	0.000***	16.294	0.000***	-	-
Richness	4.589	0.033*	-	-	13.308	0.000***	-	-
%Diptera	-	-	6.473	0.012*	-	-	8.669	0.003**
%Coleoptera	-	-	5.069	0.026*	-	-	-	-
%Oligochaeta	-	-	-	-	8.542	0.004**	-	-
Traits								
% livmacroph	18.133	0.000***	17.439	0.000***	-	-	-	-
%filfeed	-	-	-	-	15.297	0.000***	-	-
%0.25-0.5	-	-	5.463	0.020*	6.572	0.011*	-	-
%Crawl	-	-	-	-	-	-	10.454	0.002**
% Clveg	-	-	-	-	9.007	0.003**	-	-

P.S. ns = P > 0.05; * = P ≤ 0.05; ** = P ≤ 0.01; *** = P ≤ 0.001

Table 7. Summary of CCA analyses outputs carried out between benthic macroinvertebrate data and water column and sediment variables in the wet and dry periods of 2010 and 2011.

Source of variation	Water column (n=12)				Sediment (n=36)			
	2010		2011		2010		2011	
	wet	dry	wet	dry	wet	dry	wet	dry
Total inertia	0.575	0.872	0.472	0.777	1.189	2.027	1.316	1.252
Som of canonical variables	0.481	0.780	0.420	0.628	0.261	0.744	0.299	0.801
variables explication tax (%)	83.6	89.4	88.9	80.8	21.9	36.7	22.7	64.0
First axis explication (%)	63.5	51.5	71.9	70.7	44.4	39.1	72.0	70.0
Second axis explication (%)	27.1	24.9	17.2	29.2	32.5	20.7	19.0	29.0
Significance first axis (F-ratio)	0.688	2.557	7.109	4.000	3.023	4.514	5.677	21.9
Significance first axis (p-values)	0.033	0.008	0.002	0.200	0.541	0.061	0.044	0.000
Significance all axis (F-ratio)	2.915	3.161	4.625	1.576	1.124	1.955	1.423	5.982
Significance all axis (p-values)	0.012	0.008	0.003	0.202	0.309	0.004	0.128	0.001

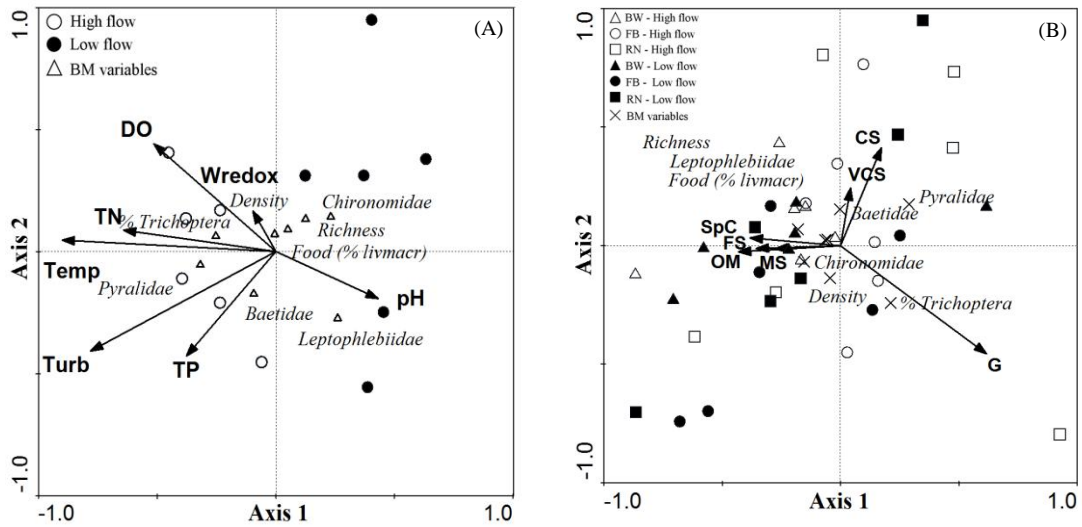


Figure 3. Triplots of CCA analysis representing (A) associations between benthic macroinvertebrates abundance, traits and metrics, water column variables and sampling period, and (B) between benthic macroinvertebrates variables, sediment composition and sampling habitats for the wet period of 2010 Brazil. DO - dissolved oxygen; TN - total nitrogen; TP - total phosphorous ; Wredox - water redox; Turb - turbidity; Temp - water temperature; OM - organic content; G - gravel; VCS - very coarse sand; CS - coarse sand MS: medium sand; FS - fine sand; S+C - silt plus clay; %livmacr - percentage of individual that food on live macrophytes; BW - backwater; FB - fluvial beach. RN - running water.

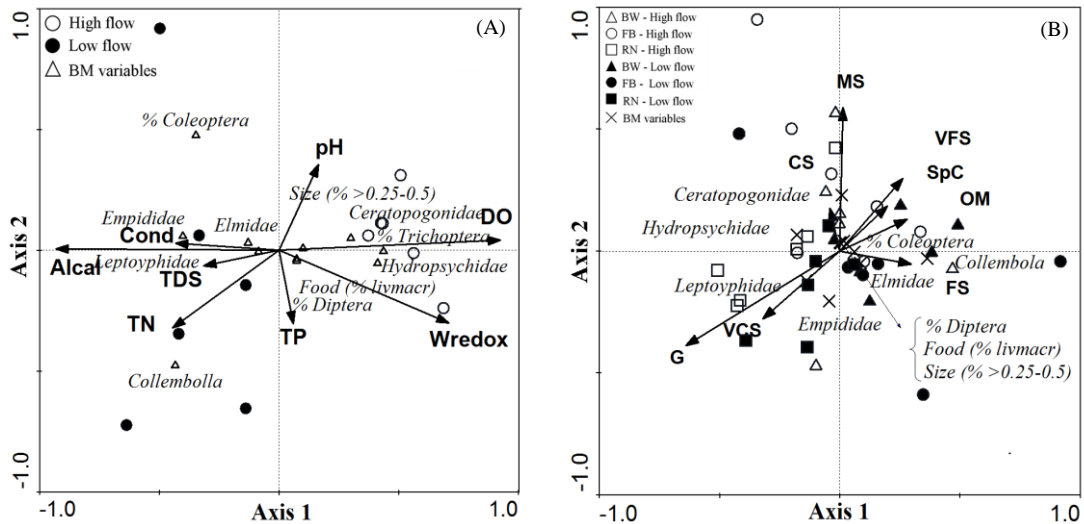


Figure 4. Triplots of CCA analyses illustrating associations between benthic macroinvertebrates abundance, traits and metrics, water column variables and sampling periods , and (B) relative abundance of benthic macroinvertebrate families sediment composition and sampling habitats for the dry period of 2010, downstream Itutinga reservoir, Brazil. Alcal - total alkalinity; Cond - electrical conductivity; TDS - total dissolved solids; %>0.25-0.5 - percentage of individuals with size between 0.25mm and 0.5 mm.

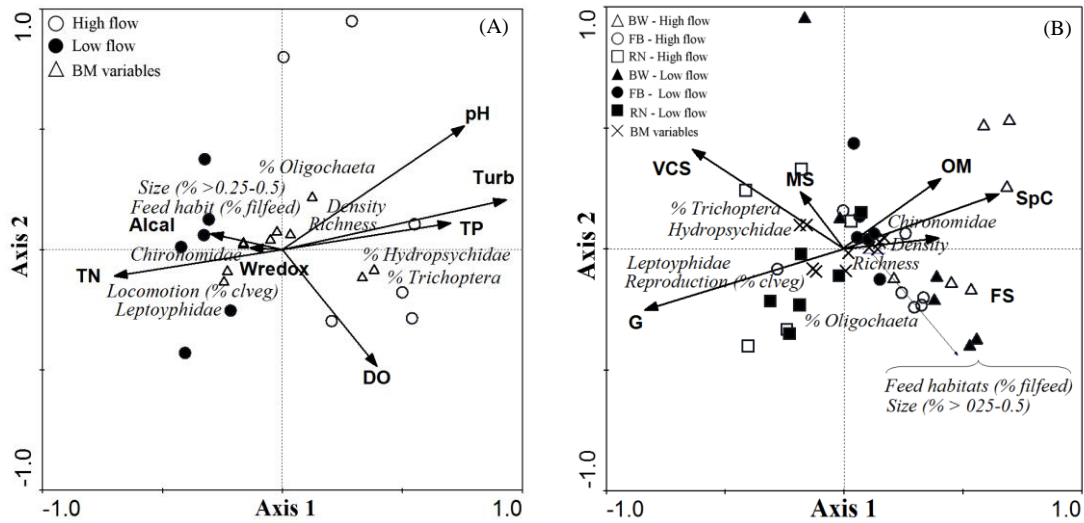


Figure 5. Triplots of CCA analyses illustrating (A) associations between benthic macroinvertebrate abundance, traits and metrics, water column variables and sampling periods, and between benthic macroinvertebrates abundance, traits and metrics, sediment composition and sampling habitats for the wet period of 2011, downstream Itutinga reservoir, Brazil. % clveg - percentage of individuals with reproduction through clutches (in vegetation); % filfeed - percentage of filter feeder individuals; BW - backwater; FB - fluvial beach. RN - running water.

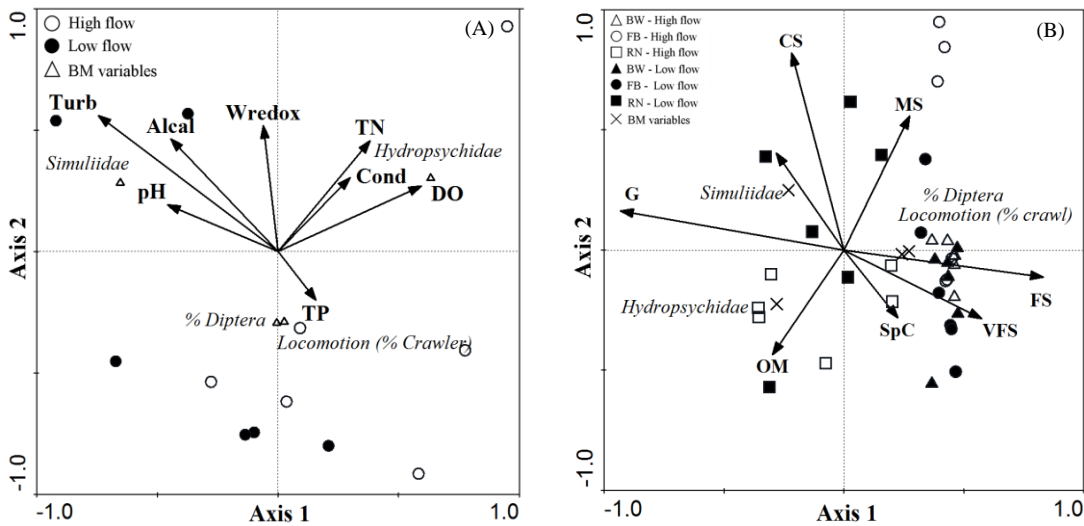


Figure 6. Triplot of CCA analysis (A) representing the correlations between benthic macroinvertebrates abundance, traits and metrics, water column variables and sampling periods, and (B) benthic macroinvertebrate abundance, traits and metrics, sediment composition and sampling habitats, in the dry period of 2011, downstream Itutinga reservoir, Brazil. % Crawler: percentage of crawler individuals.

DISCUSSION

Despite the Brisbane Declaration and the Global Actions Agenda (The Brisbane Declaration, 2007) drawn up during the 10th International River Symposium and Environmental Flows Conferences, many environmental flow regimes implemented in regulated river systems around the world do not take into account the natural temporal variation in the hydrological cycle or consider biological communities (Acreman and Ferguson, 2010; Shenton et al., 2012). Prominent freshwater scientists have referred emphatically to the important role of inter and intra-seasonal variation in flow (Poff et al., 1997; Richter et al., 2003) for maintaining ecosystem function, providing something closer to the natural ecological services that these systems provide (Poff, 2009). Poff et al. (2003) describe steps to improve the suitable management of freshwater ecosystems, especially those located downstream dams namely (1) the importance of large-scale experiments to drive theoretical advances; (2) improved cooperation between scientists, managers, stakeholders and society to meet common goals; (3) the importance of well designed case studies to provide general information on environmental and ecological responses; and (4) the creation of an innovative funding partnership to sustain such initiatives.

This study provides an example of an holistic integrated approach (The Brisbane Declaration, 2007; Poff, 2009; O’Keeffe, 2013) based on active cooperation between scientists and managers (CEMIG) to develop sustainable and typologically appropriate environmental flow regimes in tropical regulated rivers. The results of this study add to the discussion on environmental flow determinations (Bunn and Arthington, 2002) using an integrated approach to test how flow manipulation influences hydrological, environmental and biological responses in a highly regulated tropical river system.

First, seasonal differences were evaluated, using flow manipulations. Seasonality in benthic macroinvertebrate communities is a well known phenomenon (Tupinambás et al., 2007; Tomanova et al., 2008; Ríos-Touma et al., 2011) and the results also showed that abundance data, structural metrics and traits were sensitive to seasonal changes in both hydrological years with detected significant differences among wet and dry periods.

The sensitivity of benthic macroinvertebrates to intra-seasonal variations (high and low flows within both seasonal periods) was assessed as described by Lajoie et al. (2007) and Mori (2011). Only abundance data was sensitive to inter-seasonal variation in flow, revealing alterations on the community's taxonomic composition. The lack of response showed by metrics and traits suggests that the benthic macroinvertebrate communities are structurally and functionally persistent to these types of flow variation (Arthington et al., 2006), possibly as a result of adaptive evolution (Statzner et al., 1988, 2001; Mori, 2011) and exploitation of available habitat (Southwood, 1977).

Testing for the influence of substrate composition on the benthic macroinvertebrate communities showed that habitat structure is a vital component for determining flow requirements downstream of dams (Usseglio-Polatera and Beisel, 1994; Statzner et al., 2001; Cortes et al., 2008). Differences in the substrate composition, represented by the distinct fluvial habitats, influenced benthic macroinvertebrate communities, a phenomenon also described in several other studies (Southwood, 1977; Brown and Brussock, 1991; Townsend and Hildrew, 1994; Beisel et al., 1998; Gallo et al., 2010). Running water habitats were markedly different from BW and FB habitat types in all tested situations, related to the greater habitat heterogeneity and instability that is common to riffles (Statzner et al., 2008; Gallo et al., 2010). The greater complexity and dynamics of running water habitats are well known (Brown and Brussock, 1991; Brooks et al., 2005; Gallo et al., 2010). However, Gallo et al.

(2010) found that pool habitats had higher substrate instability and were more impacted by dams.

The results clearly indicate the importance of habitat heterogeneity when developing environmental flow for tropical rivers in the river continuum in order to maintain taxonomically, functionally and structurally diverse communities (Vannote et al., 1980; Anderson et al., 2006). This will also be important for other biological communities, as fishes, plankton and riparian vegetation (Richter et al., 2003; Santos et al., 2006; Hughes et al., 2008; Navarro-Llácer et al., 2010). The three habitats studied differed in their sediment composition, but the running water habitat was the most heterogeneous. Despite these differences, the habitats were not heavily influenced by flow variations. We believe that other factors not directly related to flow such as the capacity to retain organic matter and detritus (Barbosa et al., 1999) influence the river processes such as the flow and uptake of nutrients and energy, making those habitats more stable along the hydrological cycles for the establishment of macroinvertebrate communities specifically adapted to exploit these resources.

The CCA results revealed key associations between benthic macroinvertebrate communities and water column and sediment variables. Benthic macroinvertebrates abundance, metrics and traits retained following GDA analyses were sensitive to flow alterations and were more closely associated with environmental parameters of water (turbidity, dissolved oxygen, nutrients and temperature) and sediment composition. *Taxa*, such as Hydropsychidae, Leptohiphidae, Leptophlebiidae, Simuliidae as well as selected metrics and traits (% Trichoptera, % Clevg % of individuals that deposit their eggs in macrophytes) were more closely associated with coarser, more heterogeneous sediment fractions, confirming their affinity for rheophilic reaches (Jackson et al., 2010) dominant in

the RN habitat. On the other hand, taxa such as Chironomidae, Elmidae, and metrics/traits (% Coleoptera, % > 0.25-0.5 organisms with size > 0.25 - 0.5) were more closely associated with fine sediment fractions, which were more frequent in FB and RN habitats. These results are in accordance with previous studies defining macroinvertebrate preferences in the both lentic and lotic reaches, as described by Mériçoux and Dolédec (2004) and confirm the importance of habitat quality and heterogeneity in the maintenance of ecosystem function.

CONCLUSIONS

The results of this study highlight the importance of an integrated approach, based on collaboration of key stakeholders and scientist to study the effect of experimental flow regimes on difference facets of freshwater communities to develop typologically appropriate environmental flow regimes. The results clearly show how effective use of macroinvertebrate data can be used to evaluate modifications in flow resulting from river regulation, providing useful information on how flow limits and flow variability drive changes in habitat availability and the structural and functional complexity of this freshwater community.

Taxonomic composition data responded to inter-seasonal flow variability downstream of the Itutinga reservoir, but metrics and traits also responded to other kinds of flow and habitat variations. We advocate the use of traits to contribute to environmental flow requirements in tropical regions. In the present study, due the relatively low taxonomic identification level (family) it was adapted the traits approach by calculating a weighted average based on previous European studies. However, it will be necessary to further refine this approach by using higher levels of taxonomic resolutions and relating them with flow variations and other types of assessment methods, including the development of biological indices.

However, it is necessary to build further partnerships and collaborations among universities and countries, through the realizations of field and laboratorial experiments across different river basins and typologies, in order to maintain and restore the biodiversity and functioning of aquatic ecosystems around the world. Further studies must consider several compartments of river basins, such as land use, hydrological parameters, water quality, physical habitats and different fluvial biological communities (e.g. fishes, invertebrates, riparian vegetation). These studies must also consider Man's socio-economic needs in order to improve the health of these ecosystems.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank colleagues that contributed to this paper from the Laboratory of Ecology of Benthos (UFMG), Laboratory of Ichthyology (UFLA) and CEMIG (PandD ANEEL). We also thank to Education Secretariat of Minas Gerais (Secretaria de Estado de Educação de Minas Gerais) for the permission to THT attending the doctoral course at UFMG, to CNPq for PhD scholarship in Brazil, to CAPES for Sandwich PhD scholarship and to CITAB-UTAD to receive the first author during 10 months. MC received a research grant and a research fellowship from the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq no. 302960/2011-2 and 475830/2008-3).

REFERENCES

- Acreman, M. C., & A. J. D. Ferguson, 2010. Environmental flows and the European Water Framework Directive. *Freshwater Biology* 55: 32–48, <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2009.02181.x>.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz, & L. C. Gomes, 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. *Megadiversidade* 1: 70–77.
- Allan, J. D., 1995. *Structure and function of running waters*. Chapman & London, London, 388 pp.
- Anderson, E. P., A. C. Encalada, J. A. Maldonado-ocampo, M. E. McClain, & B. P. Wilcox, 2011. Environmental flows: a concept for addressing effects of river alterations and climate change in the andes In Herzog, K., R. Martínez, P. M. Jorgensen, & H. Tiessen (eds), *Climate change and biodiversity in the tropical Andes*. Inter-american Institute for Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE): 326–338.
- Anderson, E. P., C. M. Pringle, & M. Rojas, 2006. Transforming tropical rivers: an environmental perspective on hydropower development in Costa Rica. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 679–693.
- Anderson, M. J., R. N. Gorley, & K. R. Clarke, 2008. *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E Ltd, Plymouth, 214 pp.
- APHA, 1999. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. APHA, Washington, 1220 pp.
- Armitage, P. D., R. J. M. Gunn, M. T. Fursel, J. F. Wright, & D. Moss, 1987. The use of prediction to assess macroinvertebrate response to river regulation. *Hydrobiologia* 32: 25–32.
- Arthington, A. H., S. E. Bunn, N. L. Poff, & R. J. Naiman, 2006. The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecological Applications* 16: 1311–1318.
- Barbosa, F. A. R., J. Padisák, E. L. G. Espínola, G. Borics, & O. Rocha, 1999. The Cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its Application to the river Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications* 425–437.
- Beisel, J., P. Usseglio-Polatera, S. Thomas, & J. Moreteau, 1998. Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia* 73: 73–88.
- Belmar, O., J. Velasco, & F. Martinez-Capel, 2011. Hydrological classification of natural flow regimes to support environmental flow assessments in intensively regulated Mediterranean rivers, Segura River Basin (Spain). *Environmental Management* 47: 992–1004, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21442295>.

- Bonada, N., M. Rieradevall, & N. Prat, 2007. Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia* 589: 91–106, <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s10750-007-0723-5>.
- Bortoleto, E. M., 2001. Grandes hidrelétricas : *Geografes* 2: 53–62.
- Brooks, A. J., T. Haeusler, I. Reinfelds, & S. Williams, 2005. Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology* 50: 331–344, <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2004.01322.x>.
- Brown, A. V., & P. P. Brussock, 1991. Comparisons of benthic invertebrates between riffles and pools. *Hydrobiologia* 220: 99–108.
- Bunn, S. E., & A. H. Arthington, 2002. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management* 30: 492–507, <http://www.springerlink.com/openurl.asp?genre=article&id=doi:10.1007/s00267-002-2737-0>.
- Callisto, M., & F. A. Esteves, 1996. Macroinvertebrados bentônicos em dois lagos amazônicos: lago Batata (um ecossistema impactado por rejeito de bauxita) e lago Mussurá (Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 8: 137–147.
- Chessman, B. C., H. A. Jones, N. K. Searle, I. O. Gowns, & M. R. Pearson, 2010. Assessing effects of flow alteration on macroinvertebrate assemblages in Australian dryland rivers. *Freshwater Biology* 55: 1780–1800, <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2010.02403.x>.
- Chung, S. W., I. H. Ko, & Y. K. Kim, 2008. Effect of reservoir flushing on downstream river water quality. *Journal of Environmental Management* 86: 139–147, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17240523>.
- Clarke, K. R., & R. N. Gorley, 2006. *Primer v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E Ltd, Plymouth, 190 pp.
- Collischonn, W., S. G. Agra, G. K. Freitas, G. R. Priant, R. Tassi, & C. F. Souza, 2005. Em busca do hidrograma ecológico. *Anais do Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos João Pessoa* 20–24, <http://hdl.handle.net/10183/17271>.
- Cortes, R. M. V., M. T. Ferreira, S. V. De Oliveira, & S. J. Hughes, 2008. Combining habitat and biological characterization: Ecological validation of the river habitat survey. *Limnetica* 27: 39–56.
- Dewson, Z. S., A. B. W. James, R. G. Death, & Z. S. Dewson, 2007. A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 26: 401–415.
- Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z.-I. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A.-H. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny, & C. A. Sullivan, 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges.

Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society 81: 163–182, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16336747>.

- Feio, M. J., & S. Dolédec, 2012. Integration of invertebrate traits into predictive models for indirect assessment of stream functional integrity: A case study in Portugal. *Ecological Indicators* 15: 236–247, <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X11003281>.
- Feld, C. K., & D. Hering, 2007. Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. *Freshwater Biology* 52: 1380–1399, <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2007.01749.x>.
- Gallo, L., A. De Filippis, A. Mezzotero, N. J. Voelz, & L. Lucadamo, 2010. Assessment of the effect of hydrological variations on macrobenthic communities in pools and riffles of a Mediterranean stream. *Environmental Monitoring and Assessment* 166: 125–137, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19479330>.
- Gore, J. A., J. B. Layzer, & J. Mead, 2001. Macroinvertebrate instream flow studies after 20 years: a role in stream management and restoration. *Regulated Rivers: Research & Management* 17: 527–542, <http://doi.wiley.com/10.1002/rrr.650>.
- Hering, D., O. Moog, L. Sandin, & P. F. M. Verdonschot, 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* 516: 1–20, <http://www.springerlink.com/openurl.asp?id=doi:10.1023/B:HYDR.0000025255.70009.a5>.
- Hughes, S. J., T. Ferreira, & R. M. V. Cortes, 2008. Hierarchical spatial patterns and drivers of change in benthic macroinvertebrate communities in an intermittent Mediterranean river. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 760: 742–760.
- Hughes, S. J., J. M. Santos, M. T. Ferreira, R. Caraça, & A. M. Mendes, 2009. Ecological assessment of an intermittent Mediterranean river using community structure and function: evaluating the role of different organism groups. *Freshwater Biology* 54: 2383–2400, <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2009.02253.x>.
- Jackson, J. K., J. M. Battle, & B. W. Sweeney, 2010. Monitoring the health of large rivers with macroinvertebrates: do dominant taxa help or hinder the assessment? *River Research and Applications* 947: 931–947.
- Lajoie, F., a Assani, a Roy, & M. Mesfioui, 2007. Impacts of dams on monthly flow characteristics. The influence of watershed size and seasons. *Journal of Hydrology* 334: 423–439, <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169406005555>.
- Mérigoux, S., & S. Dolédec, 2004. Hydraulic requirements of stream communities : a case study on invertebrates. *Freshwater Biology* 49: 600–613.
- Merritt, R. W., & K. W. Cummins, 1998. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt Publishing Company, Iowa, 750 pp.

- Mori, A. S., 2011. Ecosystem management based on natural disturbances: hierarchical context and non-equilibrium paradigm. *Journal of Applied Ecology* 48: 280–292, <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2664.2010.01956.x>.
- Mugnai, R., J. L. Nessimian, & D. F. Baptista, 2010. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro. Books Editora, Rio de Janeiro, 174 pp.
- Navarro-Llácer, C., D. Baeza, & J. de las Heras, 2010. Assessment of regulated rivers with indices based on macroinvertebrates, fish and riparian forest in the southeast of Spain. *Ecological Indicators* 10: 935–942, <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X10000269>.
- O'Brien, R. M., 2007. A Caution Regarding Rules of Thumb for Variance Inflation Factors. *Quality & Quantity* 41: 673–690, <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s11135-006-9018-6>.
- O'Keeffe, J., 2013. Rivers, time and conservation, especially in developing countries. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23: 184–188, <http://doi.wiley.com/10.1002/aqc.2347>.
- Ogbeibu, A. E., & B. J. Oribhabor, 2002. Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. *Water Research* 36: 2427–2436, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12153008>.
- Pérez, G. R., 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Colciencias, Bogotá, 217 pp.
- Poff, N. L., 2009. Managing for Variability to Sustain Freshwater Ecosystems. *Journal of Water Resources Planning and Management* 1: 1–4.
- Poff, N. L., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Ichter, R. E. Sparks, & J. C. Stromberg, 1997. The Natural Flow Regime. *BioScience* 47: 769–784, <http://www.jstor.org/stable/1313099?origin=crossref>.
- Poff, N. L., J. D. Allan, M. A. Palmer, D. D. Hart, D. Brian, A. H. Arthington, K. H. Rogers, J. L. Meyer, J. A. Stanford, N. L. Poffl, & B. D. Richter, 2003. River science flows for and emerging decision environmental making. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 298–306.
- Poff, N. L., B. D. Richter, A. H. Arthington, S. E. Bunn, R. J. Naiman, E. Kendy, M. Acreman, C. Apse, B. P. Bledsoe, M. C. Freeman, J. Henriksen, R. B. Jacobson, J. G. Kennen, D. M. Merritt, J. H. O'Keeffe, J. D. Olden, K. Rogers, R. E. Tharme, & A. Warner, 2010. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology* 55: 147–170, <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2009.02204.x>.
- Richter, B. D., R. Mathews, D. L. Harrison, & R. Wigington, 2003. Ecologically Sustainable Water Management: Managing River Flows for Ecological Integrity. *Ecological*

Applications 13: 206–224, <http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/1051-0761%282003%29013%5B0206%3AESWMMR%5D2.0.CO%3B2>.

- Ríos-Touma, B., A. Encalada, & N. Prat Fornells, 2011. Macroinvertebrate assemblages of an Andean high-altitude tropical stream: the importance of season and flow. *International Review of Hydrobiology* 96: 667–685, <http://doi.wiley.com/10.1002/iroh.201111342>.
- Rolls, R. J., A. J. Boulton, I. O. Gowns, S. E. Maxwell, D. S. Ryder, & D. P. Westhorpe, 2012. Effects of an experimental environmental flow release on the diet of fish in a regulated coastal Australian river. *Hydrobiologia* 686: 195–212, <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s10750-012-1012-5>.
- Santos, G. B., 2010. A ictiofauna da bacia do Alto Paraná (rio Grande e rio Paranaíba). *MG Biota* 2: 1–56.
- Santos, J. M., M. T. Ferreira, A. N. Pinheiro, & J. H. Bochechas, 2006. Effects of small hydropower plants on fish assemblages in medium-sized streams in central and northern Portugal. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 373–388, <http://doi.wiley.com/10.1002/aqc.735>.
- Shenton, W., N. R. Bond, J. D. L. Yen, & R. Mac Nally, 2012. Putting the “ecology” into environmental flows: ecological dynamics and demographic modelling. *Environmental Management* 50: 1–10, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22543580>.
- Silva, F. L. Da, G. M. Pauleto, J. L. B. Talamoni, & S. S. Ruiz, 2009. Categorização funcional trófica das comunidades de macroinvertebrados de dois reservatórios na região Centro-Oeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 31:, <http://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciBiolSci/article/view/331>.
- Silva-Santos, P. M., S. V Oliveira, R. M. V Cortes, & A. C. Albuquerque, 2004. Natural and anthropogenic variations in a channelized water course in Centre of Portugal. *The Journal of 20th Century Contemporary French Studies* 23: 257–270.
- Smokorowski, K. E., R. A. Metcalfe, S. D. Finucan, N. Jones, J. Marty, M. Power, R. S. Pyrcce, & R. Steele, 2011. Ecosystem level assessment of environmentally based flow restrictions for maintaining ecosystem integrity: a comparison of a modified peaking versus unaltered river. *Ecology* 92: 791–806.
- Southwood, T. R. E., 1977. Habitat, the templet for ecological strategies. *Journal of Animal Ecology* 46: 337–365.
- StatSoft, I., 2007. STATISTICA (data analysis system), version 8.0. www.statsoft.com, www.statsoft.com.
- Statzner, B., N. Bonada, & S. Dolédec, 2008. Predicting the abundance of European stream macroinvertebrates using biological attributes. *Oecologia* 156: 65–73, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18270744>.
- Statzner, B., J. A. Gore, V. H. Resh, S. Journal, N. American, & B. Society, 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications hydraulic stream ecology:

observed patterns and potential applications. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 307–360.

Statzner, B., A. G. Hildrew, & V. H. Resh, 2001. Species traits and environment contrasts: Entomological Research and the History of Ecological Theory. *Annual Review of Entomology* 46: 291–316.

Suen, J.-P., & J. W. Eheart, 2006. Reservoir management to balance ecosystem and human needs: Incorporating the paradigm of the ecological flow regime. *Water Resources Research* 42: 1–9, <http://www.agu.org/pubs/crossref/2006/2005WR004314.shtml>.

Suguió, K., 1973. *Introdução à sedimentologia*. EDUSP, São Paulo, 317 pp.

Tachet, H., M. Bournand, & P. Richoux, 1994. *Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces*. Université Calude Bernard, Lyon, 154 pp.

Ter Braak, S. J. F., & P. Smilauer, 2002. *CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5)*. Micro-computer Power, Ithaca.

Tharme, R. E., 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications* 19: 397–441, <http://doi.wiley.com/10.1002/rra.736>.

The Brisbane Declaration, 2007. Environmental flows are essential for freshwater ecosystem health and human well-being. 10th International River Symposium and Environmental Flows Conference. 10th International Riversymposium and Environmental Flows Conference, Brisbane: 1–7, <http://www.eflownet.org/viewinfo.cfm?linkcategoryid=4&linkid=64&siteid=1&FuseAction=display>.

Tomanova, S., N. Moya, & T. Oberdorff, 2008. Using macroinvertebrate biological traits for assessing biotic integrity of neotropical streams. *River Research and Applications* 24: 1230–1239.

Townsend, C. R., & A. G. Hildrew, 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology* 31: 265–275.

Tundisi, J. G., & T. Matsumura-Tundisi, 2003. Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience in South America and Brazilian case studies. *Hydrobiologia* 500: 231–242, <http://www.springerlink.com/openurl.asp?id=doi:10.1023/A:1024617102056>.

Tupinambás, T. H., R. M. V. Cortes, S. J. Hughes, S. G. Varandas, J. S. França, & M. Callisto, 2013. Taxonomy, metrics or traits? Assessing macroinvertebrate community responses to daily flow peaking in a highly regulated Brazilian river system. *Ecohydrology* .

- Tupinambás, T. H., G. B. Santos, & M. Callisto, 2007. Benthic macroinvertebrate assemblages structure in two headwater streams, south-eastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24: 887–897.
- Usseglio-Polatera, P., & J. Beisel, 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: aquatic insects in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology* 31: 417–437.
- Usseglio-Polatera, P., M. Bournaud, & P. Richoux, 2000. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology* 43: 175–205.
- Van Den Berg, E., & A. T. Oliveira-Filho, 2000. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. *Revista Brasileira de Botânica* 23: 231–253.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell, & C. E. Cushing, 1980. River continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.
- Varandas, S. G., & R. M. V. Cortes, 2010. Evaluating macroinvertebrate biological metrics for ecological assessment of streams in northern Portugal. *Environmental Monitoring and Assessment* 166: 201–221, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19488735>.
- Ward, J. V., 1992. *Aquatic Insect Ecology. Biology and habitat*. John Wiley & Sons, Inc, New York, 438 pp.
- Wills, T. C., E. A. Baker, A. J. Nuhfer, & T. G. Zorn, 2006. Response of the benthic macroinvertebrate community in a northern Michigan stream to reduced summer streamflows. *River Research and Applications* 22: 819–836, <http://doi.wiley.com/10.1002/rra.938>.
- World Commission on Dams, 2000. *Dams and Development: A New Framework for Decision-Making*. World. Earthscan Publications Ltd, London, 404 pp.

Appendix 1. Mean and standard deviation of main benthic macroinvertebrates taxa sampled in three habitat types (BW = backwater, FB = fluvial beach and RN = running water) under high and low flow values within both the wet and dry seasonal periods, downstream Itutinga reservoir, Rio Grande basin, southwest of Brazil (2010). The *taxa* are organized based on their abundance.

Taxa	2010											
	wet period						dry period					
	high flow		RN	low flow		RN	high flow		RN	low flow		RN
BW	FB		BW	FB		BW	FB		BW	FB		
Chironomidae	202.6 ± 152.8	287.5 ± 437.9	128.1 ± 139.2	405.4 ± 317	741 ± 528	397.9 ± 401.2	933.9 ± 744.1	763 ± 612.5	903.1 ± 744.3	982.8 ± 847.4	925.5 ± 705.9	835.9 ± 501.7
Oligochaeta	6.8 ± 11.6	3.3 ± 8.6	8.3 ± 13.6	4.3 ± 8.1	3 ± 8.3	18.8 ± 35	7.8 ± 20.8	8.3 ± 18.3	29.7 ± 32.1	74.5 ± 227.7	20.3 ± 48.3	31.5 ± 69.9
Baetidae	8.9 ± 22.6	7.1 ± 15	6.3 ± 10.4	0.5 ± 2.6	0.5 ± 2.5	4.2 ± 10.9	1 ± 5.1	0.5 ± 2.6	7.8 ± 14.7	2.1 ± 6	2.1 ± 4.8	3.3 ± 6.8
Amphipoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.5 ± 2.6
Bivalvia	-	-	-	0.5 ± 2.6	-	1.6 ± 5.6	-	-	-	-	-	0.5 ± 2.6
Ceratopogonidae	2.6 ± 6.4	1.1 ± 3.6	1 ± 3.5	2.7 ± 5.3	-	3.1 ± 12.9	4.2 ± 8	6.3 ± 11.1	6.3 ± 23.3	1.6 ± 5.6	-	0.5 ± 2.6
Chaoboridae	-	-	-	-	-	-	-	-	0.5 ± 2.6	1 ± 5.1	-	0.5 ± 2.6
Collembola	-	-	-	-	-	-	-	-	0.5 ± 2.6	3.6 ± 9.4	1 ± 3.5	-
Culicidae	-	-	-	-	-	-	2.1 ± 10.2	-	-	-	-	-
Dytiscidae	-	-	-	-	0.5 ± 2.5	-	-	-	-	-	-	-
Elmidae	4.2 ± 13.1	0.5 ± 2.6	4.2 ± 6	4.9 ± 8.2	2 ± 5.9	2.6 ± 6.4	1 ± 3.5	0.5 ± 2.6	0.5 ± 2.6	6.3 ± 10.4	0.5 ± 2.6	2.7 ± 6.5
Empididae	-	-	2.6 ± 8.2	-	0.5 ± 2.5	-	-	-	-	0.5 ± 2.6	1 ± 3.5	7.1 ± 11.2
Ephidridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.5 ± 2.6	-
Gelastocoridae	0.5 ± 2.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gomphidae	0.5 ± 2.6	1.1 ± 3.6	-	1.1 ± 3.6	-	1.6 ± 5.6	-	-	-	-	-	-
Gyrinidae	-	-	-	-	-	-	0.5 ± 2.6	-	-	-	-	0.5 ± 2.6
Hydracarina	-	0.5 ± 2.6	-	-	-	1 ± 5.1	-	-	0.5 ± 2.6	0.5 ± 2.6	-	0.5 ± 2.6
Hirudinea	0.5 ± 2.6	-	-	-	-	-	-	-	1 ± 3.5	1.6 ± 4.2	0.5 ± 2.6	-
Helichopsychidae	-	-	-	-	-	0.5 ± 2.6	-	-	-	0.5 ± 2.6	0.5 ± 2.6	-
Hydrophilidae	-	4.3 ± 11.1	0.5 ± 2.6	-	0.5 ± 2.5	-	-	-	-	0.5 ± 2.6	-	-
Hydropsychidae	36.5 ± 129	2.7 ± 6.5	181.3 ± 519.6	0.5 ± 2.6	0.5 ± 2.5	3.1 ± 6.6	0.5 ± 2.6	1 ± 5.1	31.8 ± 45.6	-	-	3.3 ± 9.4
Hydroptilidae	3.1 ± 9.2	4.9 ± 10.5	47.4 ± 162.1	-	-	3.6 ± 13	-	-	1.6 ± 4.2	-	-	5.4 ± 9.1
Leptoceridae	-	1.1 ± 3.6	-	-	-	1 ± 5.1	3.1 ± 12.9	0.5 ± 2.6	-	-	-	-
Leptophlebiidae	0.5 ± 2.6	0.5 ± 2.6	-	1.1 ± 3.6	0.5 ± 2.5	2.6 ± 7.4	-	-	0.5 ± 2.6	0.5 ± 2.6	-	-
Leptoypidae	4.7 ± 8.9	21.7 ± 59.4	22.9 ± 45.5	1.1 ± 3.6	4 ± 10	31.3 ± 62.9	13.5 ± 45.6	16.1 ± 24.3	38.5 ± 67.4	8.3 ± 15.9	28.1 ± 34.4	132.1 ± 137.6
Libellulidae	0.5 ± 2.6	0.5 ± 2.6	-	1.1 ± 3.6	-	0.5 ± 2.6	1.6 ± 7.7	-	2.6 ± 10.4	-	1 ± 5.1	-
Muscidae	-	-	-	0.5 ± 2.6	-	-	-	-	-	-	-	-
Naocoridae	0.5 ± 2.6	-	-	-	0.5 ± 2.5	-	-	-	-	-	-	-
Nematoda	-	0.5 ± 2.6	-	-	1.5 ± 4.1	-	1.6 ± 4.2	-	-	-	0.5 ± 2.6	-
Ostracoda	-	-	-	-	-	-	-	-	0.5 ± 2.6	-	-	-
Polycentropodidae	2.1 ± 8	3.8 ± 10.9	0.5 ± 2.6	-	-	1.6 ± 4.2	1 ± 3.5	-	-	-	-	-
Polymitarcyidae	-	0.5 ± 2.6	-	-	-	1 ± 5.1	-	0.5 ± 2.6	-	-	-	1.1 ± 3.6
Psephenidae	-	-	-	0.5 ± 2.6	-	-	-	-	-	-	-	-
Pyralidae	-	14.7 ± 25.7	10.4 ± 22.9	-	-	-	-	-	1 ± 3.5	-	-	-
Simuliidae	0.5 ± 2.6	0.5 ± 2.6	57.8 ± 198.4	-	-	1.6 ± 7.7	1.6 ± 4.2	-	5.7 ± 12.8	0.5 ± 2.6	3.6 ± 17.9	74.5 ± 256.7
Staphilinidae	-	-	-	-	-	0.5 ± 2.6	-	-	-	-	-	-
Tipulidae	1 ± 5.1	1.6 ± 4.3	1.6 ± 4.2	0.5 ± 2.6	-	1 ± 3.5	3.1 ± 6.6	1 ± 3.5	0.5 ± 2.6	-	0.5 ± 2.6	1.6 ± 4.3
Vellidae	-	-	-	-	-	-	-	-	2.6 ± 10.4	-	-	-
Richness (S)	17	20	14	14	11	20	16	10	18	15	13	17
Diversity (H')	2.136	2.194	1.727	1.364	0.7951	2.284	1.255	0.8537	1.493	1.219	0.8891	1.565
Density (ind.m-2)	700	675	1550	575	912.5	787.5	1250	1000	1362.5	1325	1187.5	1375

Appendix 2. Mean and standard deviation of main benthic macroinvertebrates taxa sampled in three habitat types (BW = backwater, FB = fluvial beach and RN = running water) under high and low flow values within both the wet and dry seasonal periods, downstream Itutinga reservoir, Rio Grande basin, southwest of Brazil (2011). The *taxa* are organized based on their abundance.

<i>Taxa</i>	2011											
	wet period						dry period					
	high flow			low flow			high flow			low flow		
	BW	FB	RN	BW	FB	RN	BW	FB	RN	BW	FB	RN
Chironomidae	404.2 ±			1113.5 ± 734.1	496.9 ± 237	432.8 ± 307.9	1000 ± 754.9	613 ± 368	666.1 ± 390.7	731.3 ± 377.6	578.6 ± 267.3	393.2 ± 186
Oligochaeta	1.6 ± 1.6	5.1 ± 5.1	41.8 ± 41.8	1 ± 1	1 ± 1	12 ± 12	2.1 ± 2.1	1.6 ± 1.6	10.9 ± 10.9	147.4 ± 147.4	19.3 ± 19.3	14.1 ± 14.1
Baetidae	0.5 ± 0.5	-	5.4 ± 5.4	-	1.6 ± 1.6	9.4 ± 9.4	-	0.5 ± 0.5	4.2 ± 4.2	-	-	10.4 ± 10.4
Ceratopogonidae	1 ± 1	0.6 ± 0.6	0.5 ± 0.5	1.6 ± 1.6	0.5 ± 0.5	1 ± 1	1 ± 1	0.5 ± 0.5	3.1 ± 3.1	3.6 ± 3.6	1.6 ± 1.6	7.3 ± 7.3
Chaoboridae	0.5 ± 0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Collembola	-	1.1 ± 1.1	2.7 ± 2.7	-	-	-	-	-	-	-	1 ± 1	-
Dytiscidae	-	0.6 ± 0.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Elmidae	-	-	-	-	-	1.6 ± 1.6	-	-	1 ± 1	-	-	-
Empididae	-	-	-	-	-	0.5 ± 0.5	-	-	0.5 ± 0.5	-	-	1.6 ± 1.6
Gomphidae	1 ± 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1 ± 1
Hydracarina	-	-	-	-	0.5 ± 0.5	-	-	-	-	1.6 ± 1.6	1 ± 1	-
Helichopsychidae	-	-	-	-	-	-	0.5 ± 0.5	-	-	-	-	2.1 ± 2.1
Hydropsychidae	0.5 ± 0.5	-	41.3 ± 41.3	0.5 ± 0.5	-	60.4 ± 60.4	-	-	5.7 ± 5.7	-	-	3.1 ± 3.1
Hydroptilidae	-	-	0.5 ± 0.5	-	-	0.5 ± 0.5	-	-	6.3 ± 6.3	-	-	13 ± 13
Leptoceridae	-	-	0.5 ± 0.5	-	-	-	0.5 ± 0.5	-	-	0.5 ± 0.5	-	-
Leptophlebiidae	-	-	-	-	-	3.1 ± 3.1	-	-	0.5 ± 0.5	-	-	-
Leptoypidae	-	-	4.9 ± 4.9	2.1 ± 2.1	7.3 ± 7.3	32.3 ± 32.3	2.1 ± 2.1	6.8 ± 6.8	21.9 ± 21.9	0.5 ± 0.5	2.6 ± 2.6	67.7 ± 67.7
Nematoda	-	-	-	-	-	-	1.6 ± 1.6	-	-	-	-	-
Polycentropodidae	-	-	-	-	-	2.6 ± 2.6	-	-	1 ± 1	-	-	2.1 ± 2.1
Polymitarcyidae	-	-	-	-	-	3.1 ± 3.1	-	-	1 ± 1	-	-	-
Pyrallidae	-	-	-	-	-	0.5 ± 0.5	-	-	-	-	-	-
Simuliidae	-	-	4.3 ± 4.3	-	-	3.1 ± 3.1	-	-	79.7 ± 79.7	-	-	19.3 ± 19.3
Staphilinidae	-	-	0.5 ± 0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tipulidae	-	-	-	1 ± 1	-	1 ± 1	-	2.1 ± 2.1	0.5 ± 0.5	-	-	1 ± 1
Vellidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Richness (S)	7	5	11	6	6	13	6	6	15	7	6	14
Diversity (H')	0.71	1.45	2.07	0.85	0.66	1.73	0.33	0.67	1.75	0.43	0.52	1.60
Density (ind.m⁻²)	475	138	375	1113	688	725	1188	588	775	1088	688	1225



CAPÍTULO III

Benthophagous fish stomach contents in benthic macroinvertebrate assemblage assesments

**Fish stomach contents in
benthic macroinvertebrate assemblage assessments**

Taynan H. Tupinambás¹, Paulo S. Pompeu², Cíntia V. Gandini², Robert M. Hughes³, and Marcos Callisto¹

¹Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Minas Gerais. Av. Antônio Carlos, 6627, Caixa Postal 486, 31270-910, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil. taynanh@yahoo.com.br; callistom@ufmg.br

²Departamento de Biologia, Universidade Federal de Lavras, Lavras, Campus Universitário, 37.200-000, Minas Gerais, Brazil. pompeu@dbi.ufla.br; cgandini@yahoo.com.br

³Amnis Opes Institute and Department of Fisheries and Wildlife, Oregon State University, Corvallis, Oregon, 97333, USA. hughes.Bob@epamail.epa.gov

ABSTRACT: The choice of sampling gears to assess benthic macroinvertebrate communities depends on environmental characteristics, study objectives, and cost effectiveness. Because of the high foraging capacity and diverse habitats and behaviors of benthophagous fishes, their stomach contents may offer a useful sampling tool in studies of benthic macroinvertebrates, especially in large, deep, fast rivers that are difficult to sample with traditional sediment sampling gear. Our objective was to compare the benthic macroinvertebrate communities sampled from sediments with those sampled from fish stomachs. We collected benthic macroinvertebrates and fish from three different habitat types (backwater, beach, riffle) in the wet season, drying season, and dry season along a single reach of the Grande River (Paraná River Basin, southeast Brazil). We sampled sediments through use of a Petersen dredge (total of 216 grabs) and used gill nets to sample fish (total of 36 samples). We analyzed the stomach contents of three commonly occurring benthophagous fish species (*Eigenmannia virescens*, *Iheringichthys labrosus*, *Leporinus amblyrhynchus*). Chironomids dominated in both sampling methods. Macroinvertebrate taxonomic composition and abundances from fish stomachs differed from those from sediment samples, but less so from riffles than from backwater and beach habitats. Macroinvertebrate taxa from *E. virescens* stomachs were more strongly correlated with sediment samples from all three habitats than were those from the other two species. The species accumulation curves and higher mean dispersion values, comparing with sediment samples suggest that *E. virescens* is more efficient than sediment samples and the other fish studied at collecting benthic taxa. We conclude that by analyzing the stomach contents of benthophagous fishes it is possible to assess important characteristics of benthic communities (dispersion, taxonomic composition and diversity). This is especially true for studies that only sample fish assemblages to evaluate aquatic ecosystem impacts. Therefore, this approach can be useful to amplify assessments of human impacts, and to incorporate additional bioindicators.

Key-words: Large rivers sampling; fish stomach contents; trophic interactions; habitats; bioindicators.

RESUMO: A escolha da ferramenta adequada para avaliar as comunidades de macroinvertebrados bentônicos depende dos objetivos do estudo, das características ambientais e dos recursos financeiros disponíveis. Devido à alta capacidade de forrageamento apresentada por espécies de peixes bentófagas e seu acesso a diversos tipos de habitats, a análise do conteúdo estomacal destas espécies pode ser uma ferramenta útil em avaliações de assembleias de macroinvertebrados bentônicos, especialmente em rios grandes, profundos e rápidos, que são difíceis de amostrar através de métodos convencionais de coleta de sedimento. Nosso objetivo foi comparar as assembleias de macroinvertebrados bentônicos amostrados no sedimento com as assembleias amostradas nos estômagos de espécies de peixes bentófagas. Foram coletados peixes e sedimento em três diferentes tipos de habitats (remanso, praia, corredeira) nos períodos úmido e seco ao longo de um único trecho do rio Grande (bacia do rio Paraná, sudeste do Brasil). O sedimento foi amostrado através de uma draga Petersen (total de 216 dragas) e os peixes através de redes de emalhar (total de 36 amostras). Foram analisados os conteúdos estomacais de três espécies de peixes (*Eigenmannia virescens* Gymnotiformes, *Iheringichthys labrosus* Siluriformes; *Leporinus amblyrhynchus* Characiformes). Chironomidae foi a família dominante em ambos os métodos. A composição taxonômica de macroinvertebrados bentônicos encontrados nos estômagos foi diferente daquela amostrada no sedimento. Os taxa de macroinvertebrados amostrados nos estômagos de *E. virescens* foram mais correlacionados com os três tipos de habitats do que os taxa obtidos nos estômagos das outras duas espécies. As inclinações das curvas cumulativas, assim como os maiores valores de dispersão média, demonstram que *E. virescens* possui potencial como ferramenta ecológica para acessar as assembleias de macroinvertebrados bentônicos, assim como os maiores valores de dispersão observados. A família Philopotamidae foi encontrada apenas no estômago de *L. amblyrhynchus*. Concluímos que através da análise do conteúdo do estômago de peixes é possível acessar importantes características das assembleias bentônicas (p.ex. dispersão, composição taxonômica e diversidade). Esta abordagem é especialmente verdadeira em estudos que utilizam apenas as assembleias de peixes para avaliar e/ou monitorar ecossistemas aquáticos. Desta maneira, esse enfoque pode ser útil, aumentando o conhecimento acerca dos impactos humanos sobre os ecossistemas aquáticos e contribuindo para a utilização de diferentes grupos de bioindicadores.

Palavras chave: Amostragem em grandes rios; conteúdo estomacal de peixes; interações tróficas; habitats; bioindicadores.

INTRODUCTION

Human occupation of river basins has deteriorated water quality, limited the quantity and availability of freshwater resources for multiple human uses, and diminished opportunities for wildlife conservation. Therefore, the conflict between population and economic growth and aquatic ecosystem conservation has become a substantial challenge (Dudgeon et al., 2006; Limburg et al., 2011). Increasingly, biological assemblage assessments have been used as tools to evaluate anthropogenic impacts on aquatic ecosystems (Barbour et al., 1998; Li et al., 2010; Tupinambás et al., 2013). Benthic macroinvertebrate communities have frequently been used in these assessments because of their sensitivity to environmental changes and their ease of sampling (Hellawell, 1986; Rosenberg and Resh, 1993; Dolédec and Statzner, 2008). Benthic macroinvertebrates are associated with organic and inorganic substrates (Fleituch, 2003) and are important elements in the bottom-up trophic processes of aquatic ecosystems (Northcote, 1988), converting algae and organic debris into animal tissue (Graça, 2001) available for fish consumption. Thus, benthic macroinvertebrates reflect the physical-chemical-biological quality of freshwaters and are important in aquatic food-webs.

Benthic macroinvertebrates are sampled through use of multiple gears (e.g., Surber sampler, dredges, kick-nets, rock baskets) depending of the type of ecosystem (streams, rivers, lakes), substrates (organic and inorganic), and study objectives (Buss and Borges, 2008; Chadd, 2010). In large rivers, sampling is mostly limited to margins for logistical and financial reasons (Bartsh et al., 1998; Reece and Richardson, 2000; Hughes et al., 2012); therefore, many habitats remain un-sampled and the taxonomic richness of river benthos is substantially underestimated in surveys (Hughes et al., 2012).

To complement traditional macroinvertebrate sampling, especially when concurrent with fish sampling, some authors have suggested using stomach content analysis of benthophagous fishes (Callisto et al., 2002; Russo et al., 2002; Galina and Hahn, 2004). The

rationale for using fish gut contents as a tool to assess benthic macroinvertebrate communities is based on two factors. 1) Morphological and physiological adaptations aid fish in finding and consuming macroinvertebrates from many substrates and micro-habitats that are difficult to sample with conventional sediment sampling gear in large, deep, fast rivers (Gerking, 1994; Fugi et al., 2001). 2) Most environmental studies in Brazil focus only on the fish fauna, especially those involved with environmental licensing. Therefore, stomach contents analysis of benthophagous fishes can easily yield ancillary information about benthic macroinvertebrate communities.

We evaluated the efficacy of using stomach content analysis of three commonly occurring benthophagous fishes belonging to three different orders and foraging strategies (*Eigenmannia virescens* (Valenciennes, 1836) - Gymnotiformes, electrical; *Iheringichthys labrosus* (Lütken, 1874) - Siluriformes, olfactory; and *Leporinus amblyrhynchus* Garavello and Britski, 1987 - Characiformes, visual) as a proxy for providing information about benthic macroinvertebrate communities. We tested three hypotheses: 1) benthic macroinvertebrate taxa in fish stomachs and sediments are similar; 2) the abundances of benthic macroinvertebrate taxa in fish stomachs and sediments are similar, especially when assessed by habitat type; and 3) samples from benthophagous fish can add taxa to inventories quicker than additional sediment samples.

MATERIAL AND METHODS

Study Area

The Rio Grande, located in the state of Minas Gerais, southeast Brazil (Figure 1), is a highly regulated river (12 hydroelectric power plants and dams installed along the river's length) with a length of 1,300 km and a catchment area of 143,000 km² (Santos, 2010). The

sampling stations were located in a river reach located about 5 km downstream of the Itutinga Reservoir in the upper area of the Rio Grande (Figure 1).

The region's climate is humid subtropical (Köppen-Geiger classification: Cwb) with dry winters (April-September, mean 107 ± 12 mm precipitation month⁻¹) and wet summers (October-March, mean 1410 ± 156 mm precipitation month⁻¹) (Van Den Berg and Oliveira-Filho, 2000). The vegetation is cerrado (tropical savanna) (Van Den Berg and Oliveira-Filho, 2000).

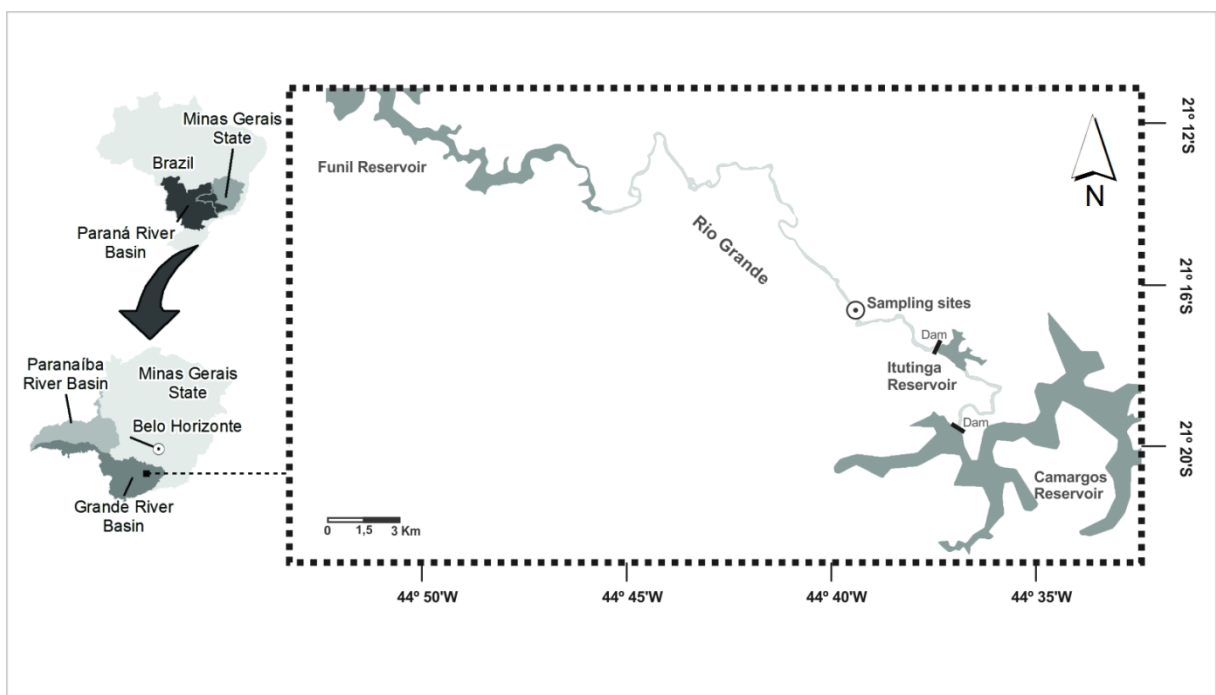


Figure 1. Location of study area on the Rio Grande, Paraná River Basin, southeast Brazil

Ecological Sampling

We sampled benthic macroinvertebrates and fish for six consecutive days in each of the three different periods of the hydrological regime in 2010: January (high water level), March (falling water) and July (low water level). We sampled biota from three different habitat types (backwater, beach, riffle) (Table 1). Because of the relative low number of fish stomachs collected from each sampling, we did not consider seasonal variations.

Fish sampling and stomach contents analysis

We collected fish using two gill nets (each net 10 m X 1.6 m, 2.4 to 16 cm between opposing knots) placed in the three different habitat types (Table 1) in each of the three seasons, exposed for 24 hours and inspected at 06:00 am and 18:00 am, during six consecutive days (total of 36 samples). All captured specimens and their stomachs were fixed in a 10% formalin solution in the field. In the laboratory, we measured each fish's standard length and weight, tagged each specimen, and placed it in 70% alcohol. Because of their greater abundances and foraging capacities, three benthophagous fish species were selected for stomach contents analysis. We evaluate 16 *Eigenmannia virescens* with sizes ranging from 12 to 19 cm standard length, 15 *Iheringichthys labrosus* ranging from 5 to 14 cm standard length, and 13 *Leporinus amblyrhynchus* ranging from 14 to 20 cm standard length. The stomachs were dissected and the food items found were identified (Gandini et al., 2012).

Table 1. Environmental characteristics of the Rio Grande sampling sites.

General characteristics	backwater	beach	beach
Average depth (m)	1	1	1
Average flow (m ³ s ⁻¹)	0	0	0.48
Predominant substrate particle size	<0.50 mm	0.50-1.0mm	>1.0mm
Aquatic macrophytes	absent	absent	present
Average organic matter (%)	1.62	0.52	0.7

Benthic macroinvertebrates

We collected benthic macroinvertebrates from sediments through use of a Petersen dredge (0.0375 m²). During each of the six consecutive days, four replicates were collected from each of three habitat types in each of three periods giving a total of 216 benthic macroinvertebrate samples. The samples were washed through 1.0, 0.5 and 0.25 mm sieves

and preserved in 70% alcohol. Individuals from both stomachs and sediments were identified to family level, whenever possible, by using taxonomic keys (Pérez, 1988; Merritt and Cummins, 1998; Mugnai et al., 2010). Voucher specimens were deposited in the reference collection of the Instituto de Ciências Biológicas of the Universidade Federal de Minas Gerais.

Data analyses

To run all the following analyses, the data from sediment (number of individuals) and stomachs (volume) were standardized by dividing the number of individuals within each taxon by the total number of individuals to eliminate differences in measurement units.

To test hypothesis 1 we used an analysis of similarity (ANOSIM, $\alpha = 0.05$) with $\log(x+1)$ transformed data from the Bray-Curtis distances to assess the significance of differences between benthic macroinvertebrate composition of samples from fish stomachs and sediments. ANOSIM analyses were performed with PRIMER 6.0 (Anderson et al., 2008). ANOSIM values of $R > 0.75$ indicate distinct groups, $0.50 < R < 0.75$ indicates separate but moderately overlapping groups, $0.25 < R < 0.50$ indicates separate but strongly overlapping groups, and $R < 0.25$ represents groups that cannot be distinguished (Maroneze et al., 2011a). A randomization process using Monte Carlo testing with 9,999 interactions was conducted to validate the R values observed. A value of $p < 0.05$ indicates that the R value observed was not randomly obtained.

To test our second hypothesis, we first used Spearman's correlation analyses to assess the significant correlations between macroinvertebrate taxa from sediment samples against those from fish stomachs. For those that were significant, we then regressed the $\log(x+1)$ transformed relative abundances of benthic macroinvertebrate taxa from the sediment from

those in fish stomachs to illustrate some alimentary preferences. We used STATISTICA 7.0 software (StatSoft, 2007) in both analyses.

To test our third hypothesis, we calculated and plotted the cumulative observed richness for benthic macroinvertebrate families from stomach contents and sediment samples through use of EstimateS 8.2.0 (Colwell, 2009). We used STATISTICA 7.0 software (StatSoft, 2007) for graphs. To test for statistically significant differences in macroinvertebrate assemblage composition between stomach and sediment samples we used a test of homogeneity of dispersions (PERMDISP) with PRIMER 6.0 software (Anderson et al., 2008). PERMDISP (permutational analysis of multivariate dispersions) calculates the distances between observations and their centroids for a group, and then compares the averages of these distances among groups through use of ANOVA. We conducted pairwise tests to assess the significance of differences. We assumed that the greater the dispersion or variability, the more effective the method is at sampling a wide range of taxa.

RESULTS

We collected 33 macroinvertebrates taxa from the 216 sediment samples and 23 taxa from the 44 fish stomach samples (Table 2). We collected 20 taxa from *E. virescens*, 6 taxa from *I. labrosus* and 10 taxa from *L. amblyrhinchus*. Chironomids were the dominant group in both sediment (>80%) and fish stomach (> 63%) samples. Thirteen taxa were collected from sediments but not fish stomachs, and one taxon (Philopotamidae) found in the stomachs of *L. amblyrhinchus* was not present in the sediment samples (Table 2).

The Global R values obtained by ANOSIM indicated that benthic macroinvertebrate taxa from fish stomachs were significantly separated from those from sediment samples (Table 3). However, there was strong overlapping between fish and sediment samples from

backwater and beach habitats, and fish and sediment samples from riffle habitats were indistinguishable.

Table 2. Proportional abundances (mean and standard deviation) and total richness of benthic macroinvertebrate assemblage samples from sediment and fish stomachs.

Taxa	Benthophagous fish stomachs			Sediment samples
	<i>E. virescens</i> (N=16)	<i>I. labrosus</i> (N=15)	<i>L. amblyrhynchus</i> (N=13)	Petersen Dredge (N=216)
Baetidae	1.5 ± 3.65	0	0	0.94 ± 1.16
Bivalvia	0.1 ± 0.39	8.99 ± 15.36	0	0.04 ± 0.14
Ceratopogonidae	3.22 ± 8.17	0	0	0.45 ± 0.51
Chironomidae	66.47 ± 20.28	69.83 ± 26.93	54.96 ± 43.01	83.14 ± 20.44
Elmidae	3.2 ± 5.06	0	0	0.49 ± 0.56
Empididae	0.06 ± 0.25	0	0	0.09 ± 0.21
Gelastocoridae	0	0	0	0.02 ± 0.10
Gomphidae	0	0	0	0.11 ± 0.18
Gyrinidae	0	0	0	0.01 ± 0.04
Helichopsychidae	1.01 ± 4.03	0	2.46 ± 8.88	0.01 ± 0.06
Hidracarina	1.98 ± 3.85	1.93 ± 5.25	1.62 ± 3.23	0.04 ± 0.09
Hirudinea	0.35 ± 1.39	0	0	0.05 ± 0.14
Hydrophilidae	0	0	0	0.15 ± 0.24
Hydropsychidae	4.92 ± 12.83	9.24 ± 22.34	16.76 ± 29.58	5.17 ± 11.77
Hydroptilidae	0	0	11.24 ± 29.56	1.25 ± 3.08
Leptoceridae	0.2 ± 0.81	0	3.4 ± 9.23	0.15 ± 0.32
Leptophlebiidae	0.49 ± 1.78	0	1.58 ± 3.56	0.15 ± 0.36
Leptoypidae	1.81 ± 4.6	0	7.48 ± 10.31	3.05 ± 2.5
Libellulidae	0	0	0	0.1 ± 0.15
Muscidae	0	0	0	0.02 ± 0.08
Naucoridae	0	0	0	0.03 ± 0.08
Nematoda	4.31 ± 16.63	3.71 ± 7.68	0	0.05 ± 0.08
Oligochaeta	0.77 ± 2	0	0	1.75 ± 0.97
Ostracoda	0.13 ± 0.52	6.29 ± 11.77	0	0.01 ± 0.03
Philopotamidae	0	0	0.25 ± 0.89	0
Polycentropodidae	0	0	0.25 ± 0.89	0.24 ± 0.46
Polymitarcyidae	0.26 ± 1.04	0	0	0.05 ± 0.13
Psephenidae	0	0	0	0.02 ± 0.07
Pyalidae	0.06 ± 0.25	0	0	0.9 ± 1.72
Simuliidae	7.76 ± 16.71	0	0	1.2 ± 3.93
Staphilinidae	0	0	0	0.02 ± 0.07
Tipulidae	1.4 ± 4.6	0	0	0.25 ± 0.32
Vellidae	0	0	0	0.03 ± 0.14
Total richness	20	6	10	35

We observed significant and positive correlations in macroinvertebrate abundances only between sediment samples and *E. virescens*, especially in riffle habitats (Table 4). However, *E. virescens* consumed several taxa at proportionately greater rates than occurred in the sediments (Figure 2).

Table 3. ANOSIM results comparing macroinvertebrate taxa collected from sediment *versus* fish stomachs.

ANOSIM			
	backwater	R	p
	<i>E. virescens</i>	0.498	0.001*
	<i>I. labrosus</i>	0.349	0.002*
	<i>L. amblyrhynchus</i>	0.380	0.001*
	beach		-
	<i>E. virescens</i>	0.464	0.001*
	<i>I. labrosus</i>	0.300	0.004*
	<i>L. amblyrhynchus</i>	0.328	0.004*
	riffle		-
	<i>E. virescens</i>	0.259	0.002*
	<i>I. labrosus</i>	0.268	0.001*
	<i>L. amblyrhynchus</i>	0.235	0.006*

*significant (P<0.05)

Table 4. Spearman correlations comparing macroinvertebrate abundances in fish stomachs with those in sediment samples from different habitat types.

Spearman's correlation				
	backwater	R	t(n-2)	p
	<i>E. virescens</i>	0.466	2.933	0.006*
	<i>I. labrosus</i>	0.175	0.989	0.330
	<i>L. amblyrhynchus</i>	0.327	1.929	0.063
	beach	-	-	-
	<i>E. virescens</i>	0.432	2.667	0.012*
	<i>I. labrosus</i>	0.102	0.573	0.571
	<i>L. amblyrhynchus</i>	0.307	1.798	0.081
	riffle	-	-	-
	<i>E. virescens</i>	0.576	3.921	0.000*
	<i>I. labrosus</i>	0.190	1.080	0.288
	<i>L. amblyrhynchus</i>	0.343	2.035	0.050*

*significant (P<0.05)

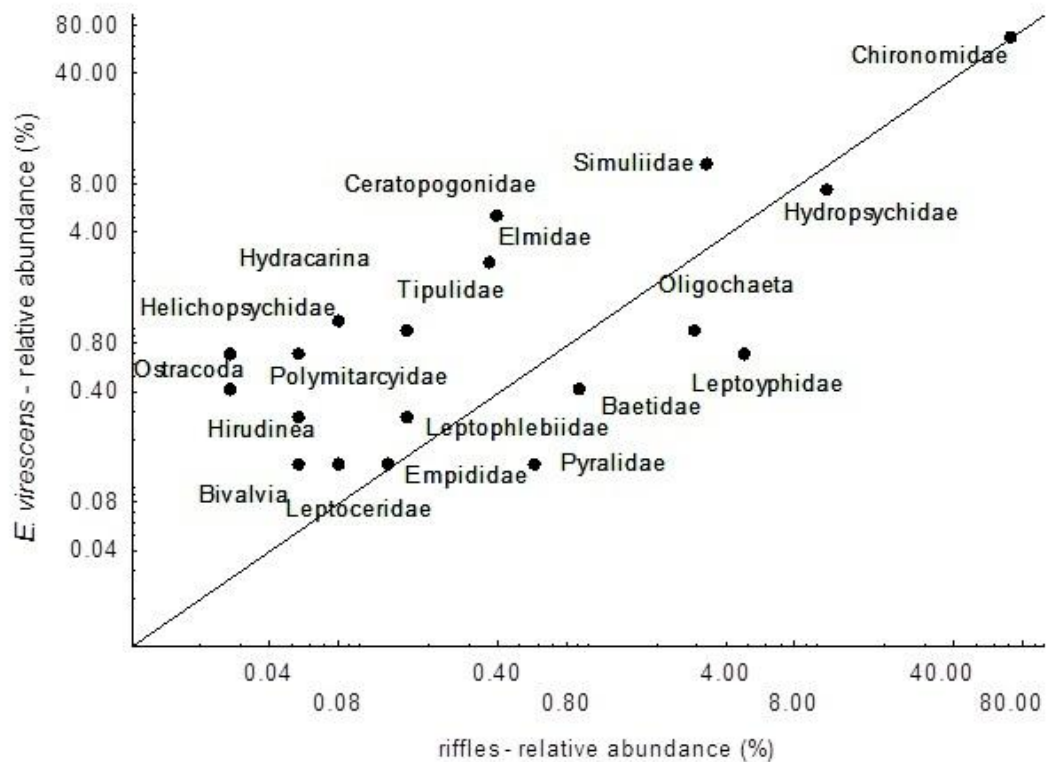


Figure 2. Relationship between the abundances of benthic macroinvertebrate taxa in *E. virescens* stomach contents and riffle habitats. Taxa above the 45° degree line were collected in proportionately greater abundance by *E. virescens* than they occurred in riffle sediments.

Comparing taxa accumulation curves for fish stomach and sediment samples we observed that *E. virescens* had a relatively high potential to collect benthic macroinvertebrate taxa (Figure 3). The PERMIDISP analysis revealed significant greater differences in benthic macroinvertebrate community dispersions from fish stomach samples than from sediment samples ($F = 18.513$; $p = 0.001$; Table 5). The dispersion of benthic macroinvertebrate taxa from *E. virescens* and *I. labrosus* were significantly different from those from backwater and beach sediments, but not from riffle sediments. *Leporinus amblyrhynchus* had the greatest mean dispersion of all (Table 5).

Table 5. Average distance to the centroid and standard errors from PERMIDISP analysis, comparing the variability in benthic macroinvertebrate assemblages collected from fish stomachs and sediments. The superscript letters represent pairwise tests indicating significant differences among samples.

PERMIDISP analyses	
Tool	Average and standard errors
<i>Eigenmannia virescens</i> (N=16)	29.03 ± 3.07 ^a
<i>Itheringichthys labrosus</i> (N=15)	29.17 ± 3.77 ^a
<i>Leporinus amblyrhynchus</i> (N=13)	45.42 ± 5.18 ^b
Backwater (N=72)	11.12 ± 1.39 ^c
Beach (N=72)	13.81 ± 2.11 ^c
Riffle (N=72)	27.38 ± 2.08 ^a

a, b, c letters represent significant differences

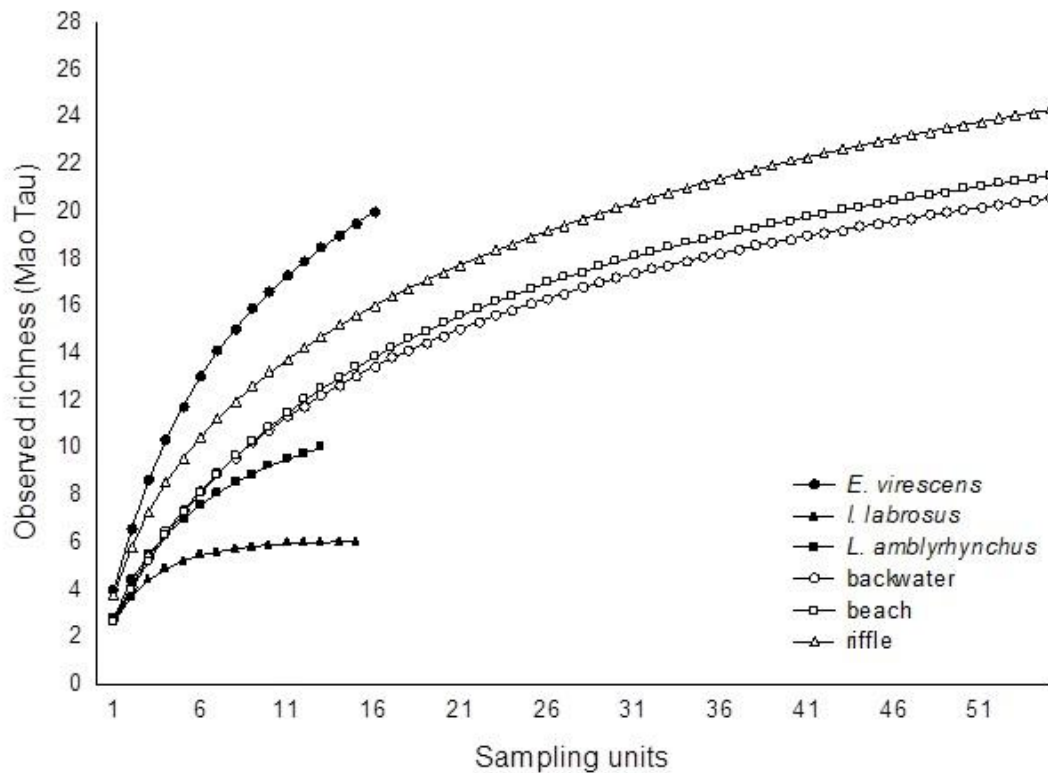


Figure 3. Taxa accumulation curves of benthic macroinvertebrates from fish stomach and sediment samples from three habitat types.

DISCUSSION

Dominance of chironomids is common in stomachs of *E. virescens* (Castro and Cassati, 1997; Tupinambás et al., 2007; Brandão-Gonçalves et al., 2009), *I. labrosus* (Fagundes et al., 2008; Maroneze et al., 2011b; Masdeu et al., 2011), and *L. amblyrhynchus* (Callisto et al., 2002; Mendonça et al., 2004; Maroneze et al., 2011b). The three fish species studied have high foraging capacities because of their morphological and physiological adaptations (Gerking, 1994; Fugi et al., 2001). Nonetheless, the predominance of chironomids at the site and aquatic ecosystems in general (Maroneze et al., 2011a) seems to drive the food of the studied fishes. In addition, chironomid larvae have a high nutrient content and high digestibility (Armitage, 1995). However, some alimentary preferences have been observed in fish species (Strauss, 1979), especially in *E. virescens*.

Benthic macroinvertebrate community composition in sediment samples and fish stomachs exhibited low similarity. Therefore, we reject our first hypothesis; although, the benthic macroinvertebrates in fish stomachs were more similar to those in riffle sediments than to those in other habitats. This dissimilarity between gut contents and sediments indicates that fish feed opportunistically, select certain prey over others, or both (Hyslop, 1980; Kasumyan and Doving, 2003). However, the observed differences may arise from insufficient sample sizes, differential prey availability, and varied prey digestion rates (Strauss, 1979).

Our second hypothesis was that there would be positive and significant correlations in the abundances of benthic macroinvertebrate taxa from fish stomachs and sediment samples. We accepted this hypothesis only for *E. virescens* and in all three habitat types. This suggests that *E. virescens* exploits all three habitat types, despite its tendency for territorial behavior and occupancy of pools with submerged vegetation and snags (Brandão-Gonçalves et al., 2009).

The taxa accumulation curves show that *E. virescens* had a more rapidly ascending curve than the sediment samples. In addition, fish stomach samples had higher dispersion values than sediment samples, likely because of the high foraging capacities of the fish. *L. amblyrhynchus*, especially, showed significantly higher dispersion values than the other fish species and consequently added one taxa absent from the sediment and from the other fish species studied (Philopotamidae). Therefore, we conclude that stomach content analysis of at least one benthophagous fish species can be a useful proxy to assess benthic macroinvertebrates communities, and a means to add new taxa to conventional sediment samples. Consequently, we accept our third hypothesis only for *E. virescens*.

Because of limitations in environmental laws, it is common in Brazil to use only fish assemblages for evaluating human impacts on catchments and rivers during environmental impact evaluations and licensing processes. In those cases, stomach content analyses can be useful to amplify the assessment of human impacts, and to add additional bioindicators. To do so, we recommend focusing on mobile benthophagous fishes.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank colleagues that contributed to this paper from the Laboratory of Ecology of Benthos (UFMG), Laboratory of Ichthyology (UFLA) and CEMIG (P&D ANEEL). We also thank to Education Secretariat of Minas Gerais (SEE-MG) for the permission to THT attending the doctoral course at UFMG, to CNPq for PhD scholarship in Brazil, to CAPES for Sandwich PhD scholarship and to CITAB- UTAD to receive the first author during 10 months. MC received a research grant and a research fellowship from the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq no. 302960/2011-2 and 475830/2008-3) and from the Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG no. PPM-00077/13).

REFERENCES

- Anderson, M. J., R. N. Gorley, & K. R. Clarke, 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E Ltd, Plymouth, 214 pp.
- Armitage, P. D., 1995. Chironomidae as food In Armitage, P. D., P. S. Cranston, & L. C. V. Pinder (eds), The Chironomidae: the biology and ecology of non-biting midges. Chapman & Hall, New York: 423–435.
- Barbour, A. M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder, & J. B. Stribling, 1998. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C: 339.
- Bartsh, L. A., W. B. Richardson, & T. J. Naimo, 1998. Sampling benthic macroinvertebrates in a large flood-plain river: considerations of study design, sample size, and cost. Environmental Monitoring and Assessment 52: 425–439.
- Brandão-Gonçalves, L., E. Lima-Junior, & Y. R. Suarez, 2009. Hábitos alimentares de *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908 (Characidae), em diferentes riachos da sub-bacia do Rio Guiraí, Mato Grosso do Sul, Brasil. Biota Neotropica 9: 135–143, http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032009000100016&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt.
- Buss, D. F., & E. L. Borges, 2008. Application of Rapid Bioassessment Protocols (RBP) for benthic macroinvertebrates in Brazil: comparison between sampling techniques and mesh sizes. Neotropical entomology 37: 288–295, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18641899>.
- Callisto, M., V. Vono, F. A. R. Barvosa, & S. Santeiro, 2002. Chironomidae as a food resource for *Leporinus amblyrhynchus* (Teleostei: Characiformes) and *Pimelodus maculatus* (Teleostei: Siluriformes) in a Brazilian reservoir. Lundiana 3: 67–73.
- Castro, R. M. C., & L. Cassati, 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná river basin, Southeastern Brazil. Ichthyological Explorations of Freshwaters 7: 337–352.
- Chadd, R., 2010. Assesment of Aquatic Invertebrates In Hurford, C., M. Schneider, & I. Cowx (eds), Conservation Monitoring in Freshwater Habitats: A Practical Guide and Case Studies. Springer Netherlands, Dordrecht: 63–72, <http://www.springerlink.com/index/10.1007/978-1-4020-9278-7>.
- Colwell, R. K., 2009. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Universidade de Connecticut, Storrs.
- Dolédec, S., & B. Statzner, 2008. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. Freshwater Biology 53: 617–634, <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2007.01924.x>.

- Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z.-I. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A.-H. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny, & C. A. Sullivan, 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 81: 163–182, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16336747>.
- Fagundes, C. K., E. R. Behr, & C. B. Kotzian, 2008. Diet of *Iheringichthys labrosus* (Siluriformes, Pimelodidae) in the Ibicuí River, Southern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia* 98: 60–65, http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0073-47212008000100008&lng=en&nrm=iso&tlng=en.
- Fleituch, T., 2003. Structure and Functional Organization of Benthic Invertebrates in a Regulated Stream. *International Review of Hydrobiology* 88: 332–344.
- Fugi, R., A. S. Agostinho, & N. S. Hahn, 2001. Trophic morphology of five benthic-feeding fish species of a tropical floodplain. *Revista Brasileira de Biologia* 61: 27–33.
- Galina, A. B., & N. S. Hahn, 2004. Atividade de forrageamento de *Triporthus* spp.(CharacidaeTriportheinae) utilizada como ferramenta de amostragem da entomofauna , na área do reservatório de Manso , MT. *Revista Brasileira de Zoociências* 6: 81–92.
- Gandini, C. V, I. A. Boratto, D. C. Fagundes, & P. S. Pompeu, 2012. Estudo da alimentação dos peixes no rio Grande à jusante da usina hidrelétrica de Itutinga , Minas Gerais , Brasil. *Brazilian Journal of Biology* 102: 56–61.
- Gerking, S. D., 1994. *Feeding Ecology of fish*. Academic Press, San Diego, California, USA, 416 pp.
- Graça, M. A. S., 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in Streams - a review. *International Review of Hydrobiological* 86: 383–394.
- Hellawell, J. M., 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Applied Science. Elsevir Applied Science, London, 546 pp.
- Hughes, R. M., A. T. Herlihy, W. J. Gerth, & Y. Pan, 2012. Estimating vertebrate, benthic macroinvertebrate and diatom taxa richness in raftable Pacific Northwest rivers for bioassessment purposes. *Environmental Monitoring & Assessment* 184: 3185–3198.
- Hyslop, E. J., 1980. Stomach contents analysis-a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology* 17: 411–429, <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02775.x>.
- Kasumyan, A. O., & K. B. Doving, 2003. Taste preferences in fishes. *Fish and Fisheries* 4: 289–347, <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1467-2979.2003.00121.x>.
- Li, L., B. Zheng, & L. Liu, 2010. Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. *Procedia Environmental Sciences* 2: 1510–1524, <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1878029610001970>.

- Limburg, K. E., R. M. Hughes, & D. C. Jackson, 2011. Population increase, economic growth, and fish conservation: collision course or savvy stewardship. *Fisheries* 36: 27–34.
- Maroneze, D. M., T. H. Tupinambás, C. B. M. Alves, F. Vieira, P. S. Pompeu, & M. Callisto, 2011a. Fish as ecological tools to complement biodiversity inventories of benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 673: 29–40, <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s10750-011-0747-8>.
- Maroneze, D. M., T. H. Tupinambás, J. S. França, & M. Callisto, 2011b. Effects of flow reduction and spillways on the composition and structure of benthic macroinvertebrate communities in a Brazilian river reach. *Brazilian Journal of Biology* 71: 639–651, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21881787>.
- Masdeu, M., F. T. Mello, M. Loureiro, & M. Arim, 2011. Feeding habits and morphometry of *Iheringichthys labrosus* (Lütken, 1874) in the Uruguay River (Uruguay). *Neotropical Ichthyology* 9: 657–664.
- Mendonça, F. P. de, N. S. Hahn, & V. E. Loureiro-Crippa, 2004. Feeding aspects of *Leporinus amblyrhynchus* (Characiformes: Anostomidae) in the first stages of formation of a Neotropical reservoir, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 2: 145–150.
- Merritt, R. W., & K. W. Cummins, 1998. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt Publishing Company, Iowa, 750 pp.
- Mugnai, R., J. L. Nessimian, & D. F. Baptista, 2010. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro. Books Editora, Rio de Janeiro, 174 pp.
- Northcote, T. G., 1988. Fish in the structure and function of freshwater ecosystems: a “top-down” view. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 361–379.
- Pérez, G. R., 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Colciencias, Bogotá, 217 pp.
- Reece, P. F., & J. S. Richardson, 2000. Benthic macroinvertebrate assemblages of coastal and continental streams and large rivers of southwestern British Columbia, Canada. *Hydrobiologia* 439: 77–89.
- Rosenberg, D. M., & V. H. Resh, 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In Rosenberg, D. M., & V. H. Resh (eds), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York: 1–9.
- Russo, M. R., A. Ferreira, & M. Dias, 2002. Disponibilidade de invertebrados aquáticos para peixes bentófagos de dois riachos da bacia do rio Iguaçu, Estado do Paraná. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 24: 411–417.
- Santos, G. B., 2010. A ictiofauna da bacia do Alto Paraná (rio Grande e rio Paranaíba). *MG Biota* 2: 1–56.

- StatSoft, I., 2007. STATISTICA (data analysis system), version 8.0. www.statsoft.com , www.statsoft.com.
- Strauss, R. E., 1979. Reliability estimates for Ivlev's Electivity Index, the forage ratio, and a proposed Linear Index of food selection. *Transactions of the American Fisheries Society* 108: 344–352.
- Tupinambás, T. H., R. M. V. Cortes, S. J. Hughes, S. G. Varandas, J. S. França, & M. Callisto, 2013. Taxonomy, metrics or traits? Assessing macroinvertebrate community responses to daily flow peaking in a highly regulated Brazilian river system. *Ecohydrology* .
- Tupinambás, T. H., G. B. Santos, & M. Callisto, 2007. Benthic macroinvertebrate assemblages structure in two headwater streams, south-eastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24: 887–897.
- Van Den Berg, E., & A. T. Oliveira-Filho, 2000. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. *Revista Brasileira de Botânica* 23: 231–253.

CAPÍTULO IV

Os “detetives” de rio:

Invertebrados aquáticos ajudam a avaliar impactos ambientais de barramentos hidrelétricos



Os “detetives” do rio: invertebrados aquáticos ajudam a avaliar impactos ambientais em barramentos hidrelétricos

Taynan H. Tupinambás^{1,2}, Rui M. V. Cortes², Marcos Callisto¹

- 1 Laboratório de Ecologia de Bentos, Departamento de Biologia Geral, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil.
- 2 CITAB- Center for Research and Technology of Agro-Environment and Biological Sciences, Forestry Department, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal.

O CASO: PANORAMA DAS USINAS HIDRELÉTRICAS

No Brasil, mais de 80 % da energia elétrica é gerada em usinas hidrelétricas (Figura 1). O país apresenta um dos maiores potenciais mundiais para este tipo de geração de energia, graças ao seu grande território e à existência de muitos rios com potencial de serem barrados para a construção de usinas hidrelétricas. Atualmente, mais de 800 usinas hidroelétricas estão em funcionamento no país, utilizando apenas cerca de 30% do potencial existente. Este número tende a aumentar, pois centenas de usinas hidroelétricas estão em construção e/ou em planejamento pra atender às demandas de energia que garantam o crescimento econômico do país (mais informações disponíveis em: <http://www.mme.gov.br/mme>).

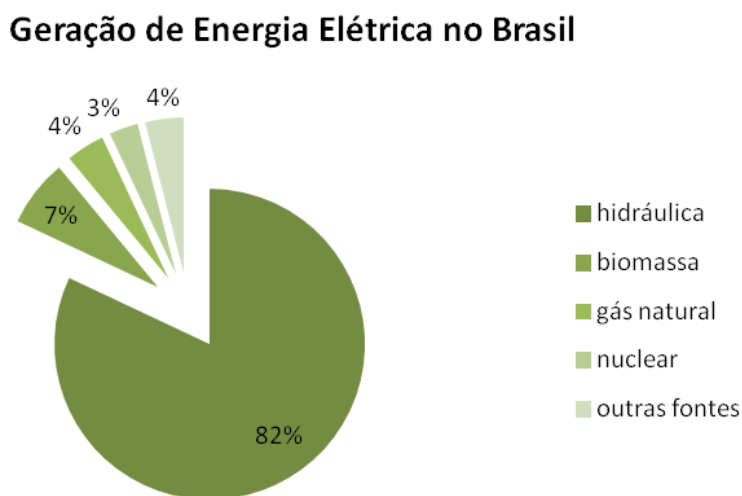


Figura 1. Principais fontes de geração de energia elétrica no Brasil em 2011. Fonte: Balanço Energético Nacional 2012 – Ministério de Minas e Energia

As usinas hidrelétricas resultam do barramento dos rios para formação de reservatórios, que acumulam a água para ser turbinada e gerar energia elétrica. A água abundante no período de chuvas é então armazenada e garante a geração constante de energia também no período de estiagem. Desta forma, os reservatórios geralmente reduzem e estabilizam a vazão nos trechos

de rio a jusante das barragens, isto é, nos trechos de rio localizados abaixo das barragens, minimizando os problemas sócio-econômicos enfrentados pelas cidades em períodos de enchentes e secas extremas. Além disso, os reservatórios são ainda utilizados para abastecimento humano e atividades esportivas, de lazer, pesca e turismo. Portanto, são importantes para a economia e o desenvolvimento regional.

Na contramão dos benefícios sócio-econômicos descritos acima, a construção de reservatórios representa uma forte ameaça à biodiversidade aquática. Os reservatórios funcionam como um “filtro”, que retém partículas orgânicas e sedimentos transportados pelos rios, originados da erosão natural do leito dos rios e do solo de suas bacias hidrográficas. Todo este material é retido no fundo dos reservatórios. Além disso, o barramento do rio e a formação do reservatório alteram as características naturais, importantes para os organismos aquáticos nativos (p. ex. peixes, insetos aquáticos, plantas aquáticas, algas e micro-organismos). Assim, observam-se modificações na qualidade de água e sedimento, nos períodos de cheias e secas e na disponibilidade de locais para abrigo, alimentação e reprodução de organismos aquáticos, levando à simplificação do ambiente e, conseqüentemente, à perda de biodiversidade aquática, o que favorece a invasão, estabelecimento e reprodução de espécies exóticas, que pode causar a extinção de espécies nativas.

As oscilações naturais de vazão são comuns em bacias hidrografias brasileiras, apresentando uma grande variação principalmente entre os períodos de cheias (no verão) e seca. Após a construção das barragens e o início da operação dos reservatórios, para geração de energia, estas oscilações naturais do rio são suprimidas por vazões estáveis, com poucas variações ao longo do ciclo hidrológico anual, alterando a dinâmica natural destes ecossistemas. Podem ainda ocorrer flutuações diárias de vazão, causadas pelo aumento na

produção de energia durante o horário de pico, geralmente nas primeiras horas da noite, onde o consumo de energia elétrica é maior. Atualmente, o manejo adequado de reservatórios é um desafio global que visa equilibrar os benefícios e os prejuízos gerados pelos barramentos hidrelétricos.

Atualmente, a quantidade de água liberada pelos reservatórios no trecho a jusante é denominada “Vazão Ecológica ou Vazão Ambiental” e vem sendo sendo intensivamente discutidas, pois incorporam necessidades ecológicas dos ecossistemas aquáticos aos cálculos de geração de energia, visando atender às necessidades humanas, garantindo também as condições básicas para a manutenção dos organismos aquáticos e do funcionamento dos ecossistemas. É importante que a “vazão ambiental” não seja um valor único, e sim, um hidrograma ambiental, ou seja, um conjunto de valores ao longo do ano, que se aproximem ao máximo dos valores naturais que existiam antes do barramento do rio, favorecendo as necessidades para conservação das espécies aquáticas.

Na grande maioria dos reservatórios de países em desenvolvimento a “Vazão Ambiental” não é calculada de maneira adequada, pois não consideram as necessidades dos organismos aquáticos. O foco principal nestes empreendimentos é apenas a geração de energia elétrica para atender à demanda voltada à manutenção do crescimento econômico e os métodos para calcular a “Vazão Ambiental” são baseados em características hidrológicas, sem considerar as comunidades biológicas que ali vivem.

Nesse sentido, observa-se a tendência em associar os métodos hidrológicos às respostas das comunidades biológicas, incluindo características biológicas dos organismos, tais como: riqueza taxonômica (número de diferentes espécies), abundância relativa (percentual de cada espécie para o total de espécies), densidade (quantidade de organismos em um metro quadrado), tamanho dos organismos, hábitos de alimentares, entre outros. Assim, a

quantidade de água liberada pelos reservatórios pode ser gerenciada ao longo do ciclo hidrológico de maneira a atender às necessidades mínimas dos organismos aquáticos (incluindo quantidade e qualidade de habitats), às necessidades de geração de energia, além dos demais usos diretos e indiretos da sociedade humana.

OS DETETIVES: MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO BIOINDICADORES

Vários grupos de organismos são utilizados para avaliar impactos em ecossistemas aquáticos, podendo ser utilizados como “detetives” da qualidade das águas, pois atuam como bioindicadores. Dentre eles, os macroinvertebrados bentônicos (invertebrados visíveis a olho nu que vivem no fundo dos rios) vêm se destacando por possuírem características ecológicas típicas, como: pouca mobilidade; ciclos de vida longos (vivem de meses até anos); são facilmente coletados e identificados; além de apresentarem conhecida sensibilidade à presença de poluentes. Através da avaliação das características destas comunidades é possível avaliar o grau de impacto causado por alterações de vazão devido à construção de barramentos hidrelétricos (Figura 2).

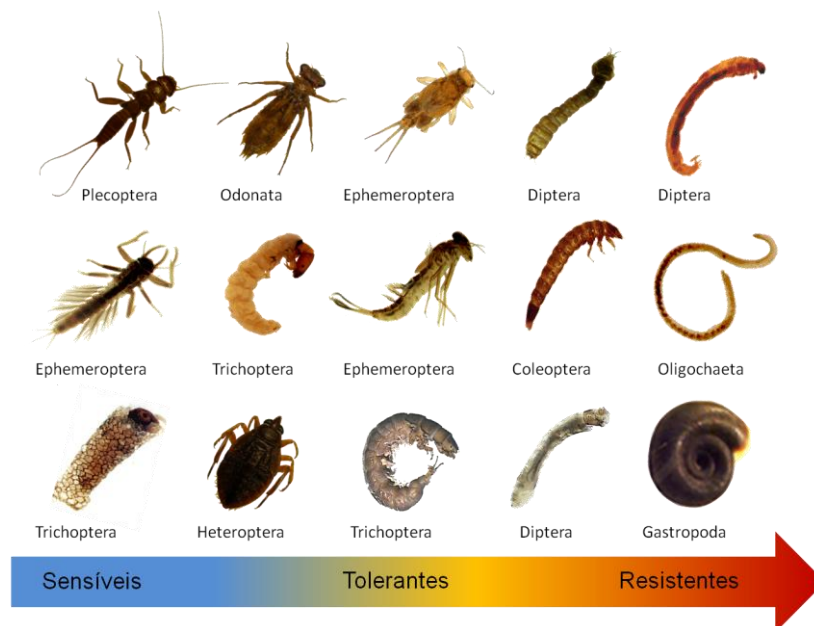


Figura 2. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores (detetives). Gradiente conceitual de sensibilidade aos impactos humanos em ecossistemas aquáticos. Os diferentes grupos de organismos apresentam diferentes graus de sensibilidade.

A CENA DO CRIME: ÁREA DE ESTUDOS

Nesse sentido, foi desenvolvido um estudo ecológico utilizando comunidades de macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar o impacto de alterações de vazão a jusante do reservatório de Itutinga, no Rio Grande, Minas Gerais (Figura 3), através de um projeto de pesquisa e desenvolvimento (P&D) financiado pela Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) em parceria com a Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG). A CEMIG manipulou a vazão a jusante do reservatório de Itutinga para a realização de dois experimentos hidráulicos para avaliar o efeito de: (i) flutuações diárias de vazão simulando operação em horário de pico de demanda energética; (ii) flutuações de vazão altas e baixas dentro de um mesmo período sazonal, simulando as flutuações naturais anteriores à construção do reservatório.

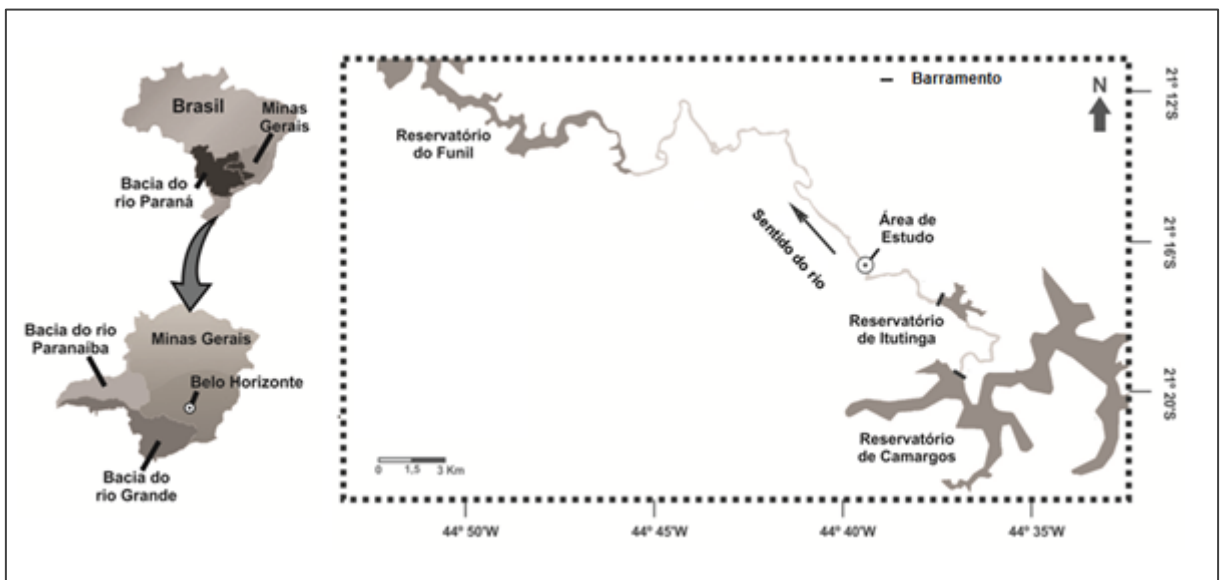


Figura 3. Mapa da área de estudos no Rio Grande, bacia do Paraná, sudeste do Brasil

A INVESTIGAÇÃO: CAMPO, LABORATÓRIO E GABINETE

O primeiro experimento foi realizado nos meses de janeiro (período chuvoso) e julho (período seco) de 2010. O segundo experimento foi distribuído em oito coletas ao longo dos anos 2010 e 2011, sendo duas no período chuvoso e duas no período seco de cada ano. Antes de cada amostragem, a vazão a jusante do reservatório foi estabilizada por trinta dias consecutivos e, em seguida, foram realizadas as coletas de água, sedimento e macroinvertebrados. As variáveis abióticas físicas e químicas da água foram mensuradas com o auxílio de equipamentos portáteis e posteriormente em laboratório, enquanto que a composição do sedimento do fundo do rio foi determinada em laboratório a partir da separação das frações de sedimento em peneiras de diferentes tamanhos. O sedimento do fundo do rio, onde os macroinvertebrados vivem, foi coletado em três diferentes tipos de habitats (Figura 4), utilizando um equipamento de coleta de sedimento, chamado draga de Petersen (Figura 5). Em seguida, o sedimento coletado foi lavado em peneiras para eliminação do sedimento e retenção dos macroinvertebrados, que foram separados em bandejas transluminadas (Figura 5), identificados em laboratório e depositados na Coleção de Referência do Laboratório Ecologia de Bentos (UFMG). Os dados obtidos foram submetidos analisados estatisticamente para avaliação dos impactos causados pelas barragens através da utilização dos macroinvertebrados bentônicos como “detetives” (bioindicadores).

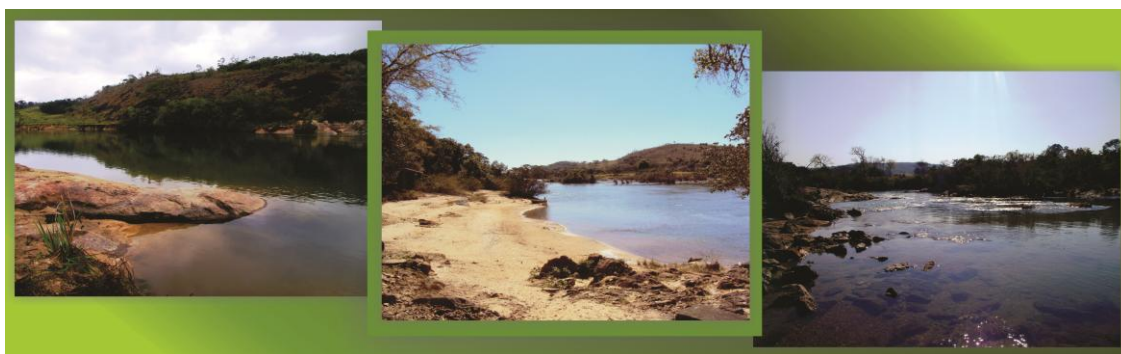


Figura 4. Visão geral dos ambientes estudados: Remanso, Praia e Corredeira.



Figura 5. Detalhes dos procedimentos de coleta, lavagem e triagem das amostras de sedimento para avaliação dos organismos

SOLUCIONANDO O CASO

Foram encontrados no total 38 grupos taxonômicos de macroinvertebrados bentônicos, utilizados como “detetives” do rio: 32 insetos aquáticos, 2 anelídeos, 1 molusco e 1 aracnídeo, sendo estes então utilizados como os “detetives” do rio. A família Chironomidae, insetos aquáticos pertencentes à ordem Diptera, predominaram em mais de 80% em todas as amostragens, seguidos pelas minhocas aquáticas (Oligochaeta) e outras famílias de insetos aquáticos pertencentes às ordens Ephemeroptera (Leptohepidae), Trichoptera (Hydropsychidae) e Diptera (Simuliidae). Os Chironomidae vivem na interface sedimento/água e são geralmente os organismos dominantes em grandes rios. Eles são conhecidos pela sua capacidade de resistir a impactos humanos em ecossistemas aquáticos, inclusive a impactos causados por alterações de vazão, graças à sua capacidade de cavar o sedimento para se “esconder” e à sua resistência a baixas concentrações de oxigênio e altos

teores de matéria orgânica. As minhocas aquáticas também são bastante utilizadas como bioindicadores e sua presença em altas densidades indica que o ambiente está muito poluído. Os demais grupos dominantes apresentam características adaptativas específicas que permitem identificar os tipos de habitats disponíveis e os potenciais impactos de atividades humanas. Os Hydropsychidae (Trichoptera) possuem corpo em formato hidrodinâmico e são escaladores, enquanto os Simuliidae aderem-se ao substrato rochoso, ambos resistindo à correnteza, onde são frequentemente encontrados. Os Leptohiphidae (Ephemeroptera) são comuns em habitats com muita areia, onde coletam seu alimento formado por partículas finas de matéria orgânica.

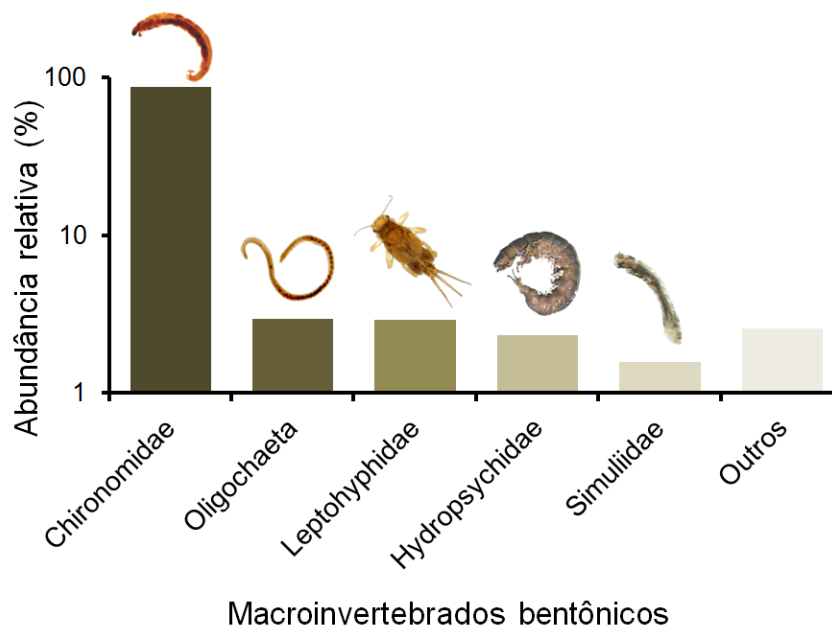


Figura 6. Proporção percentual dos principais organismos encontrados na área estudada.

Dessa forma, observando os grupos de organismos presentes e a forma como se organizam e utilizam os recursos ambientais disponíveis foram detectadas modificações

significativas na composição taxonômica, estrutura e funcionamentos das comunidades quando submetidas às flutuações diárias de vazão, simuladas no primeiro experimento hidráulico e quando submetidos às vazões altas e baixas dentro do mesmo período sazonal, simuladas no segundo experimento.

As alterações nas comunidades bentônicas referentes ao primeiro experimento são um reflexo do aumento repentino da área inundada do trecho a jusante da barragem, que permitiu a entrada de materiais orgânicos e inorgânicos (p.ex. sedimento, nutrientes, detritos orgânicos) vindos das margens do rio, diminuindo a transparência da água. Estas alterações foram mais evidentes no período seco, assim como as mudanças na composição e estrutura das comunidades bentônicas. Naturalmente, alterações de vazão são mais frequentes no período chuvoso, devido à maior frequência e intensidade com que as chuvas ocorrem nesse período e, portanto, as comunidades aquáticas estão adaptadas às alterações de vazão durante o período chuvoso. Sendo assim, as alterações de vazão impostas pelos barramentos hidrelétricos no período seco são mais atípicas, e, portanto, as comunidades aquáticas sofrem mais os efeitos das flutuações diárias de vazão no período de seca. Por outro lado, as alterações nas comunidades bentônicas referentes às manipulações de vazões altas e baixas são reflexo das alterações na qualidade da água, relacionadas aos diferentes valores de vazão simuladas. Naturalmente durante o ciclo hidrológico ocorrem variações sazonais na vazão e na qualidade da água, sendo comuns variações em parâmetros físicos e químicos da água, tais como temperatura, transparência, sólidos em suspensão, oxigênio dissolvido e concentração de nutrientes.

Além das respostas às alterações nas características físicas e químicas da água, as comunidades de macroinvertebrados bentônicos mostraram-se diferentes dependendo do habitat onde foram coletadas. Nos habitats com pouca correnteza (remansos e praias),

observou-se menor riqueza taxonômica, enquanto que nos habitats com maior correnteza (corredeiras) a riqueza taxonômica e a diversidade foram maiores. Essas diferenças estão relacionadas à maior variedade em tamanho e tipo do sedimento, que são utilizados como micro-habitats pelos organismos. Quanto maior for a variedade de habitats (p.ex. remansos, praias, corredeiras) e de micro-habitats (variedade e dimensão das partículas que compõem o substrato dos habitats), maiores serão as oportunidades para alimentação, abrigo e reprodução dos organismos aquáticos. Portanto, avaliar a influência das alterações de vazão sobre cada tipo de habitat é importante para conhecer as condições mínimas de abrigo, oferta de alimento e sítios para reprodução dos organismos aquáticos.

Além dos macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar os impactos causados por barramentos hidrelétricos, eles possuem importante papel ecológico no funcionamento dos ecossistemas aquáticos, transformando material orgânico, vindo da vegetação marginal em tecido animal, disponível para os níveis superiores das cadeias alimentares aquáticas. Portanto, a utilização destes organismos como “detetives” vai além da simples avaliação de impactos de atividades humanas. A presença desses organismos nos rios indica que o ecossistema continua em funcionamento. A avaliação e monitoramento da “situação” desses organismos permite acompanhar processos de mudança na maneira com que o homem relaciona-se com o ambiente físico e com os seres vivos. Afinal, como disse Mahatma Gandhi, *“Um país, uma civilização, podem ser julgados pela forma com que tratam seus animais”*.



Figura 7. Cadeia alimentar típica em rios, com destaque para o importante papel dos macroinvertebrados para o funcionamento do ecossistema aquático: A folha cai da árvore e se acomoda no fundo do rio. Em seguida, micro-organismos (fungos e bactérias) iniciam o processo de decomposição, juntamente com os macroinvertebrados bentônicos, que aumentam em número e tamanho, tornando-se importantes para a alimentação dos peixes.

CASO ENCERRADO

A relação entre o desenvolvimento socioeconômico e a manutenção da biodiversidade vem sendo amplamente discutida na busca do chamado desenvolvimento sustentável. Várias fontes alternativas para a geração de energia elétrica existem e muitas outras estão sendo desenvolvidas em diferentes partes do mundo como a energia eólica, energia termoelétrica, energia nuclear, energia hidrocínética, energia a partir de biomassa, entre outras. Entretanto, a construção de usinas hidrelétricas é ainda uma realidade no Brasil e na maioria dos países em desenvolvimento, visando atender de imediato às necessidades de desenvolvimento social e econômico, aproveitando o potencial dos rios existentes.

Avaliar cuidadosamente as consequências desse tipo de geração de energia deve rigorosamente envolver, além das necessidades econômicas, as necessidades sociais e ambientais incluindo o conhecimento da ecologia dos seres vivos (Figura 8). A partir daí as relações entre custo e benefício ficarão mais claras e o investimento em novas tecnologias poderão superar os interesses individuais e institucionais envolvidos no processo de geração de energia no Brasil. Seja como for, é importante monitorar os impactos e a eficácia das medidas de minimização. Assim, as comunidades de macroinvertebrados bentônicos, tal como apresentado, oferecem indicações relevantes sobre o funcionamento dos ecossistemas aquáticos e podem ser utilizadas como “detetives”, na detecção e quantificação da intensidade dos impactos causados pela construção de barragens e no monitoramento dos efeitos de medidas de minimização/requalificação dos ambientes aquáticos impactados.



Figura 8. Quebra cabeça para o desenvolvimento sustentável e manejo adequado dos ecossistemas aquáticos.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a toda equipe do laboratório Ecologia de Bentos pela valiosa ajuda logística e à Secretaria de Estado de Educação de Minas Gerais pela concessão da licença para que o primeiro pudesse cursar o doutorado. Agradecemos também à CEMIG/ANEEL pelo financiamento do projeto de Pesquisa & Desenvolvimento e às agências de fomento à pesquisa, CNPq e CAPES, pelas bolsas de doutorado e de doutorado sanduíche. Finalmente, agradecemos a Warley Silva Maia pelos desenhos da bacia hidrográfica e da cadeia alimentar, e também à Camilla dos Santos Greco pelo design dos mosaicos e pela adaptação do mapa.

CONCLUSÕES DA TESE

- A abordagem utilizando os “traits” foi mais sensível às flutuações diárias e vazão no período seco (experimento 1), enquanto os dados de abundância foram mais sensíveis às variações intra-sazonais de vazão, em todas as situações hidráulicas amostradas (experimento 2). As três abordagens (abundância, métricas e traits) foram sensíveis às diferenças sazonais e à composição do sedimento.
- A utilização de diferentes abordagens relacionadas à composição taxonômica (dados de abundância), estrutura (métricas) e função (traits) das comunidades de macroinvertebrados bentônicos permitiu uma maior capacidade de detectar e interpretar os impactos causados por alterações de vazão a jusante do reservatório.
- Associados à variáveis ambientais da coluna d’água e sedimento, as comunidades de macroinvertebrados bentônicos, através das abordagens utilizadas, revelaram-se uma potencial ferramenta para contribuir com informações biológicas em parametrizações de Vazões Ambientais a jusante de reservatórios.,
- A análise do conteúdo estomacal de *E. virescens* apresentou potencial para ser utilizada em avaliações de comunidades de macroinvertebrados bentônicos, permitindo o acesso à composição e estrutura dessas comunidades, indicando que esta abordagem pode também ser utilizada em avaliações de impactos em ecossistemas aquáticos.

PERSPECTIVAS FUTURAS

Os produtos desta tese reforçam a importância de uma abordagem mais holística e integrada em avaliações de impactos humanos sobre ecossistemas aquáticos. Reforçam também a importância da utilização da análise do conteúdo estomacal de peixes bentófagos como ferramenta em avaliações de comunidade bentônicas, e ainda sugerem a importância da divulgação científica como uma maneira de ampliar o alcance da ciência. Neste sentido, alguns pontos devem ser considerados no sentido de aferir, incrementar e utilizar os resultados aqui obtidos. São eles:

Capítulos 1 e 2

- Replicação dos estudos a jusante de outros reservatórios, outras bacias, regiões e continentes.
- Aprofundamento da resolução taxonômica na identificação dos macroinvertebrados bentônicos.
- Aprofundamento da abordagem de “traits” para utilização em regiões tropicais, através de levantamento bibliográfico e realização de experimentos em campo e laboratório.
- Avaliar a eficiência dessa abordagem integrada na avaliação de outros tipos de impactos humanos em ecossistemas aquáticos.
- Integrar respostas biológicas às metodologias utilizadas para a parametrização de Vazões Ambientais a jusante de reservatórios, através do desenvolvimento de parcerias multidisciplinares e interinstitucionais, visando uma abordagem holística sobre o manejo adequado de bacias hidrográficas.

Capítulo 3

- Aumentar o número de estômagos analisados, assim como, avaliar a eficiência de outras espécies bentófagas de peixes em amostragens de macroinvertebrados bentônicos, que permitam a comparação entre diferentes períodos sazonais e situações hidráulicas e desta forma inserir efetivamente a análise do conteúdo estomacal com ferramenta complementar em avaliações de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos.
- Transcender a utilização da análise do conteúdo estomacal como ferramenta para avaliar as comunidades bentônicas para a avaliação de preferência alimentar de espécies bentófagas de peixes, permitindo inferências sobre suas estratégias de forrageamento. Observações subaquáticas podem ser também utilizadas, assim como experimentos em laboratório.

Capítulo 4

- Ampliar a discussão na sociedade através de palestras, audiências e seminários, visando conscientizar sobre os benefícios e prejuízos relacionados à exploração inadequada dos recursos hídricos, com o intuito de criar uma cultura participativa nas tomadas de decisões sobre o manejo adequado dos ecossistemas aquáticos e gestão de bacias hidrográficas..
- Desenvolver projetos em parceria com escolas, empresas e instituições públicas no sentido de promover atividades de pesquisa e educação ambiental junto ao ensino básico da rede pública estadual.