

PIERRE RAFAEL PENTEADO

**QUALIDADE DA ÁGUA DE RIACHOS AVALIADAS ATRAVÉS
DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2019

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

P419q
2019

Penteado, Pierre Rafael, 1984-

Qualidade da água de riachos avaliadas através da
comunidade de macroinvertebrados bentônicos / Pierre Rafael
Penteado. – Rio Paranaíba, MG, 2019.

vi, 85 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui anexos.

Orientador: Rubens Pazza.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Ecologia lacustre. 2. Metais pesados. 3. Arsênio.
4. Análise multivariada. I. Universidade Federal de Viçosa.
Campus Rio Paranaíba - Instituto de Ciências Biológicas e da
Saúde. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. II. Título.

CDD 22. ed. 577.78

PIERRE RAFAEL PENTEADO

QUALIDADE DA ÁGUA DE RIACHOS AVALIADAS ATRAVÉS
DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

Tese apresentada à Universidade Federal de
Viçosa, como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em Ecologia,
para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 31 de julho de 2019.



Marcelo Ribeiro Pereira



Sabrina da Silva Pinheiro de Almeida



Bruno Spacek Godoy



Rodrigo Ferreira Krüger



Rubens Pasa
(Orientador)

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Viçosa.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia.

À CAPES, pela concessão da bolsa durante esse período.

À direção do Campus Rio Paranaíba;

Ao meu orientador, Rubens, por aceitar esse desafio de orientação numa nova área.

Aos integrantes da banca, pelas valiosas contribuições.

À minha noiva e companheira Jana, pelo amor, amizade, carinho e paciência ao longo de mais de oito anos. E pelo apoio de engenharia e costura para construção dos equipamentos de coleta! E pelas revisões de português!

Aos colegas do LAGEEvo: prof. Karine por fazer o possível para facilitar meu trabalho e todos os demais colegas de laboratório. Um agradecimento especial para Dinaíza, colega da pós, sempre disposta a me ajudar com as burocracias da UFV, tão difíceis para quem é vinculado à um campus mas trabalha em outro. Outro agradecimento especial para a Larissa, que nos socorreu em várias ocasiões em nossa vida pessoal, como cuidar de nossos nem tão pequenos filhotes. Por fim, agradeço ao aluno de graduação Rafael, pelo auxílio nas coletas do Rio Paracatu.

À secretária do nosso Programa de Pós-Graduação, Letícia, pelo auxílio e atenção dispensada.

Aos meus pais, Dirceu e Fátima, e meus irmãos, Patrick e Isabella, por todo o amor e carinho.

Aos meus sogros, Itamar e Telma, por todo apoio nesses anos.

Aos colegas e amigos de Viçosa, em especial Fred, Wagner e Patrícia, por sempre me receberem bem (e no bar!) nas inúmeras viagens que tive que fazer à sede da UFV. E ao Fred pela paciência de me hospedar todas essas vezes!

À Greice, bióloga que me apresentou os macroinvertebrados na prática, e por me aguentar fazendo um monte de perguntas sobre eles.

Ao longo desses quatro anos, morei em quatro cidades e passei por seis endereços. Várias pessoas me auxiliaram de alguma forma para que eu chegasse inteiro até aqui, mesmo que minha fraca memória não me ajude a lembrar de seus nomes nesse momento. À vocês, meu sincero obrigado.

*“Hey man of science
with your perfect rules of measure
Can you improve this place
with the data that you gather?”*

Brett Gurewitz

RESUMO

PENTEADO, Pierre Rafael, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2019. **Qualidade da água de riachos avaliadas através da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.** Orientador: Rubens Pasa. Coorientadores: Karine Frehner Kavalco e José Henrique Schoereder.

Os sistemas lóticos do bioma cerrado estão sujeitos a impactos antrópicos de diferentes origens e intensidades, como urbanização, agropecuária e mineração, que causam poluição, barramentos, assoreamentos e perda da mata ripária. O objetivo deste trabalho foi avaliar qualidade de água e condições ecológicas de cursos d'água do Cerrado. Como método, utilizamos uma abordagem integrada entre avaliação das condições ambientais através do estudo da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, protocolos visuais de avaliação das condições físicas dos riachos e mata ripária e análises físico-químicas da água. Na bacia do Alto Rio Paranaíba, avaliamos quatro pontos perturbados e quatro pontos de referência para desenvolvimento de um índice multimétrico, baseado na comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Cinco métricas integram o índice final (abundância relativa de Odonata, abundância relativa de EPT, riqueza de organismos temporariamente aderidos ao substrato, abundância relativa de raspadores e índice BMWP-Monteiro), que foi aplicado com sucesso em outros seis pontos amostrais intermediariamente perturbados. Com robustez suficiente para distinguir diferentes graus de perturbação dos riachos, aliado a sua facilidade de aplicação, este índice multimétrico poderá facilitar futuros diagnósticos e monitoramentos. Na bacia do Rio Paranaíba, realizamos um diagnóstico da bacia do Rio São Marcos, com o objetivo de avaliar se o uso de solo predominantemente agrícola têm indicadores inferiores da qualidade de água e da mata ripária em comparação com ambiente natural. Apesar de todos os indicadores apontarem impactos em áreas com uso de solo para agropecuária, essa diferença pouco acentuada. Na bacia do Rio Paracatu, mineração e irrigação para agricultura são grandes ameaças. Em quatro pontos amostrais foram encontrados diferentes contaminantes: quatro metais pesados com concentração acima do permitido pela legislação vigente: Cu, Fe, Al e As, porém apenas este último dá indícios de impacto negativo na diversidade de macroinvertebrados bentônicos. Biomonitoramento é recomendado para as áreas críticas afetadas pela mineração.

ABSTRACT

PENTEADO, Pierre Rafael, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa. July, 2019. **Water quality of streams assessed by benthic macroinvertebrate community.** Adviser: Rubens Pasa. Co-advisers: Karine Frehner Kavalco and José Henrique Schoereder.

The lotic systems of the Cerrado biome are subject to anthropogenic impacts from different origins and intensities, such as urbanization, agriculture and mining, which cause pollution, dams, siltation and loss of riparian forest. The objective of this work was to evaluate water quality and ecological conditions of Cerrado water streams. As a method, we use an integrated approach between environmental conditions assessment through the study of the community of benthic macroinvertebrates, visual protocols of physical condition assessment of streams and riparian forest and physicochemical analysis of water. In the Upper Rio Paranaíba basin, we evaluated four disturbed points and four reference points for the development of a multimetric index based on the benthic macroinvertebrate community. Five metrics integrate the final index (relative abundance of Odonata, relative abundance of EPT, richness of organisms temporarily attached to the substrate, relative abundance of scrapers and BMWP-Monteiro index), which was successfully applied to six other intermediate disturbed sampling points. With sufficient robustness to distinguish different degrees of stream disturbance, coupled with its ease of application, this multimetric index may facilitate future diagnostics and monitoring. In the Paranaíba River basin, we performed a diagnosis of the São Marcos River basin, with the aim of assess whether predominantly agricultural land use has lower indicators of water quality and riparian forest compared to the natural environment. Although all indicators point to impacts on areas with land use for agriculture, this difference is not very pronounced. In the Paracatu River basin, mining and irrigation for agriculture are major threats. In four sampling points different contaminants were found: four heavy metals with concentration above the allowed by the current legislation: Cu, Fe, Al and As, but only the latter gives evidence of negative impact on the diversity of benthic macroinvertebrates. Biomonitoring is recommended for critical areas affected by mining.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	1
1. Um índice multimétrico baseado em macroinvertebrados bentônicos para avaliação das condições ecológicas de riachos da bacia do Alto Paranaíba.....	07
2. Qualidade da água de riachos associados com diferentes usos do solo na bacia do Rio São Marcos.....	36
3. Contaminação por metais pesados em águas superficiais e seus efeitos na comunidade de macroinvertebrados bentônicos na bacia do Rio Paracatu..	57
4. CONCLUSÕES	81
5. REFERÊNCIAS	83

INTRODUÇÃO

Água e ambientes aquáticos

O volume total dos estoques de água doce é 35 milhões de km³, porém representa apenas 2,5% do total de água na hidrosfera. Por sua vez, somente uma ínfima proporção (0.006%) do total de água doce está presente em fluxo em riachos e rios (SHIKLOMANOV, 1993). Entretanto, a importância dos sistemas lóticos para a humanidade é imenso, que provê água para fins domésticos, industriais, agrícolas e eliminação de resíduos. E essa grande utilidade dos ecossistemas aquáticos de água doce para a sociedade também é a origem de seu colapso, sendo que atualmente poucas bacias hidrográficas não são afetadas por humanos de alguma forma (MALMQVIST; RUNDLE, 2002).

Ecossistemas aquáticos podem ser os ecossistemas mais ameaçados do planeta, sendo que os declínios na biodiversidade são maiores na água doce do que a maioria dos sistemas terrestres afetados (SALA et al., 2000). A fonte e os efeitos de um impacto antrópico podem ser óbvios, por exemplo, em um forte ponto de descarga de uma estação de tratamento de esgoto, contendo concentrações elevadas de compostos orgânicos. Entretanto, é mais provável que múltiplas perturbações estão contribuindo para a degradação biológica local. Os fatores definitivos que causam mudanças às águas correntes podem ser categorizados em 4 principais tipos: destruição dos ecossistemas, alteração do habitat físico, alteração química da água e inclusão ou exclusão de espécies, que decorrem de várias causas imediatas, como por exemplo, expansão urbana e agropecuária, desflorestamentos, barramentos, emissões industriais e introduções de espécies alóctones.

Em especial, a destruição de ecossistemas é alavancada pela demanda doméstica e agrícola, existindo uma forte correlação entre tamanho populacional e retirada de água. A exploração dos cursos d'água como canalizações, barramentos e retirada de água para fins domésticos, agropecuários e industriais afetam diretamente a passagem da água através dos canais fluviais (MALMQVIST; RUNDLE, 2002). SAHIN et al., (1995) adicionam ao conjunto de efeitos resultantes da alteração hidrológica o desflorestamento, sobrepastoreio e plantio de florestas, estas comumente constituídas por árvores exóticas. Dentre uma ampla gama de ameaças, o uso urbano da terra produz as mudanças mais significativas em ecossistemas aquáticos, afetando atributos físicos, condições de habitat, qualidade da mata ripária

e comunidade de macroinvertebrados bentônicos, concluíram MISERENDINO et al., (2011), ao analisarem a integridade ecológica de córregos da Patagônia.

Avaliações da qualidade da água e os macroinvertebrados bentônicos

Ao longo do século XX, a expansão da população humana exigiu soluções a fim de diagnosticar e controlar a degradação da águas. Dentre estas abordagens, estavam o sistema sapróbico (KOLKWITZ; MARSSON, 1909), baseado em microorganismos indicadores que conseguiam sobreviver em águas poluídas graças à sua fisiologia. Mas somente na década de 1970, surgiram esforços para ir além das classificações físicas, químicas e microbiológicas da água, usando dados da comunidade aquática para avaliação integral do ambiente (ARMITAGE et al., 1995; CAIRNS Jr. et al.; 1993; HAWKES, 1998).

Para se avaliar a qualidade da água com base na saúde do ecossistema, seria melhor estudar a resposta de toda a comunidade aquática ao stress. Entretanto, como essa é uma tarefa impraticável, pesquisadores focaram em um setor particular do ecossistema, como perifíton, plâncton, macrobentos ou peixes. Deste macroinvertebrados se destacam pois têm diferentes sensibilidades à poluentes de vários tipos e reagem rapidamente à eles. Segundo, são cosmopolitas, abundantes e relativamente fáceis de coletar. Terceiro, macroinvertebrados bentônicos são relativamente sedentários, representando assim as condições locais. Quarto, são organismos que possuem durações de vida suficientes para prover um registro da qualidade ambiental. E por fim, as comunidades de macroinvertebrados são bastante heterogêneas, consistindo de vários representantes de vários filos (METCALFE, 1989).

No Reino Unido, com o crescente conhecimento sobre o ambiente na década de 60, a necessidade de uma fiscalização em relação à conservação se tornou clara. O “Water Act” de 1963 estabeleceu autoridades da água, ao mesmo tempo que também exigiu deles a responsabilidade pela preservação da vida nas águas. Como um resultado dessa ação, o Departamento do Meio ambiente pediu uma classificação química e biológica o levantamento nacional de poluição de rios de 1970 (ARMITAGE, 1983). Então, num esforço para aperfeiçoar este sistema o “Biological Monitoring Working Party” (BMWP) foi formado em 1976. Ao final de várias reuniões, recomendaram por decisão majoritário, o desenvolvimento de um sistema de pontuação baseado em macroinvertebrados bentônicos (HAWKES, 1998). Este sistema atualmente considera macroinvertebrados identificados ao nível taxonômico

de família, com valores entre 1 e 10 atribuídos com base em sua sensibilidade a poluentes orgânicos. Famílias sensíveis a altos níveis de poluentes recebem valores mais altos, enquanto famílias tolerantes recebem valores mais baixos. Após o registro de ocorrência dos táxons em uma localidade, somam-se os valores referentes a cada família, obtendo-se um valor final para a localidade. Quanto maior esse valor, mais íntegra a localidade (HAWKES, 1998; BUSS et al., 2003).

Índices multimétricos

Com o passar do tempo, as abordagens multimétricas surgiram, com o objetivo principal de realizar uma análise integrada da comunidade biológica do local, formada por medidas biológicas e conhecimento da fauna local (KARR et al., 1999). Ou seja, os índices multimétricos (MMI) são construídos integrando múltiplos atributos da assembleia biológica (como por exemplo, riqueza, composição, guildas tróficas e dominância), sendo muito úteis para avaliação de pressões antrópicas (KARR, 1998, Macedo et al., 2016). O pioneiro nesta nestes estudos foi KARR (1981), que desenvolveu o índice de integridade biótica (IBI), e desde então abordagem sido aplicado com sucesso para assembléias de macroinvertebrados pelo mundo. Nos Estados Unidos, MMI são frequentemente usados em monitoramentos rotineiros da água (HUGHES et al., 2004, Barbour et al., 1999; KARR & et al., 1999); na Europa, (HERING et al., 2004, OFENBÖCK et al. 2004); no Brasil, vários MMIs foram desenvolvidos para serem adaptados à diferentes biomas (BAPTISTA et al., 2007; MACEDO et al., 2016; SILVA et al., 2018). WHITTIER et al., (2006) demonstraram a importância dessa adaptação: medidas de perturbação na escala de bacia hidrográfica foram incapazes de distinguir entre os locais menos e mais perturbados para pequenos riachos em altitudes mais altas, porém foram importantes para riachos maiores e em altitudes mais baixas. Adicionalmente, esses dados vão ao encontro do conceito de fluxo contínuo (“River continuum concept”), que indica que o tamanho, a elevação e o alcance da corrente determinam as características do ecossistema lótico (VANNOTE et al., 1980).

Dentro de um MMI, cada métrica de um único componente é previsível e razoavelmente relacionada à impactos específicos causados por alterações ambientais (Hering, 2006). Uma “métrica” é definida como parte ou processo mensurável de um sistema biológico, empiricamente mostrado como variável ao longo de um gradiente de influência humana. (KARR et al., 1999). Através da combinação de métricas de diferentes categorias (riqueza, composição, proporções de taxa

sensíveis) o MMI se reflete diferentes condições ambientais e aspectos da comunidade, tornando-se uma ferramenta mais robusta do que avaliações baseadas numa única métrica (HERING et al., 2006; BARBOUR et al., 1999).

Cerrado, suas águas e sua conservação

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro, com uma extensão de 1,8 milhão de km², cortando diagonalmente o país no sentido nordeste-sudoeste. O Cerrado é formado por um mosaico de formações vegetais que variam desde campos abertos até formações densas de florestas que podem atingir 30 metros de altura (RIBEIRO et al., 1998). Sua riqueza de espécies da flora e fauna é bastante expressiva, representando cerca de 30% da biodiversidade brasileira (AGUIAR et al., 2004). Ainda assim, há somente estimativas, com aproximadamente 1.200 espécies de peixes (45% da riqueza brasileira) e 67.000 espécies de invertebrados (20% da riqueza brasileira) (RIBEIRO et al., 1998).

O estado de conservação do Cerrado brasileiro sempre foi muito precário (RIBEIRO & et al., 1998). Através de análises das imagens TM/Landsat, MANTOVANI et al., (1998) calcularam que 49% da área estava fortemente antropizada no bioma, demonstrando que os principais remanescentes do Cerrado estavam na porção nordeste.

O Cerrado foi identificado com um dos 25 *hotspots* de biodiversidade, ou seja, uma área que exibe concentrações excepcionais de espécies endêmicas e experimentam excepcional perda de habitat. Quando o bioma entrou para essa lista, restavam apenas 20% de áreas originais ou pouco perturbadas (MYERS et al., 2000). Atualmente continua como um dos biomas mais impactados na região neotropical, e têm sofrido mudanças estruturais maciças devido a atividades de agricultura e criação de gado (GODOY et al., 2016). Um dos efeitos do desmatamento para áreas de plantio e pastagens é o aumento da descarga do rio, como demonstraram (COSTA et al., 2003), revelando que 49% da bacia do rio Tocantins tiveram seu uso do solo alterado para atividades agropecuárias, aumentando a descarga do rio em 24%. Por fim, dentre as práticas de agropecuária local, mudanças na estrutura do rio (endireitamento) e pastejo de gado nas zonas ripárias são responsáveis pelos maiores impactos físicos no uso do solo (GUECKER et al., 2009).

O objetivo geral deste trabalho foi realizar uma contribuição para a avaliação dos status ecológico de riachos do cerrado, nos estados de Minas Gerais e Goiás.

Assim, nossos objetivos específicos foram:

- Analisar as condições comunidade de macroinvertebrados bentônico, tornando essas informações nossa principal ferramenta para avaliar as condições ecológicas de riachos das bacias do Rio Paranaíba e São Francisco

- Desenvolver um índice multimétrico adequado às condições do uso do solo numa região altamente agropecuária.

- Realizar análises físico-químicas da água;

- Realizar a quantificação de metais pesados em águas superficiais;

- Aplicar protocolos de avaliação visual dos riachos e mata ripária.

Os resultados deste trabalho estão divididos nos seguintes artigos científicos:

1. Um índice multimétrico baseado em macroinvertebrados bentônicos para avaliação da qualidade de água de riachos em uma paisagem predominantemente agrícola

2. Diagnóstico das condições ecológicas e qualidade da água da bacia do Rio São Marcos

3. Contaminação por metais pesados em águas superficiais e seus efeitos na comunidade de macroinvertebrados bentônicos na bacia do Rio Paracatu



1. Um índice multimétrico baseado em macroinvertebrados bentônicos para avaliação da qualidade de água de riachos em uma paisagem predominantemente agrícola

Um índice multimétrico baseado em macroinvertebrados bentônicos para avaliação da qualidade de água de riachos em uma paisagem predominantemente agrícola

Pierre Rafael Penteado¹, Karine Frehner Kavalco¹, Rubens Pasa¹

1. LaGEEvo - Laboratório de Genética Ecológica e Evolutiva - Universidade Federal de Viçosa – Campus Rio Paranaíba

Resumo

O presente cenário da conservação das bacias hidrográficas no Cerrado, bem como o Brasil todo, é preocupante, uma vez que poucas bacias hidrográficas ainda não foram afetadas por humanos de alguma forma. Desse modo, um dos grandes desafios para a gestão de ecossistemas é diagnosticar e proteger a integridade ecológica de sistemas aquáticos diante da crescente pressão nos recursos de água doce. As abordagens multimétricas podem auxiliar na avaliação e tomada de decisões, uma vez que fornecem uma análise integrada da comunidade biológica de um local, derivada de medidas biológicas e conhecimento da fauna local, com um certa necessidade de adaptação à diferentes biomas e bacias hidrográficas. Nosso objetivo foi criar um índice multimétrico adaptado à uma bacia com uso de solo predominantemente agropecuário. Para isso, foram avaliadas 4 pontos de referência e 4 pontos perturbados na bacia do Alto Rio Paranaíba. De 32 métricas testadas, 4 foram incluídas no índice multimétrico final (abundância relativa de Odonata, riqueza de organismos temporariamente anexados ao substrato, abundância relativa de raspadores e índice BMWP-Monteiro). A seleção destas métricas são corroboradas pela inclusão de outros índices multimétricos no Brasil. Estas métricas foram pontuadas (5, 3 e 1) para agregação no índice. Dos seis pontos a serem avaliados com o índice proposto, quatro foram classificados como Bom ou Regular, apontando que as diferentes métricas avaliadas e integradas ao índice final se mostram válidas para distinguir uma ampla variação de alterações nos ambientes aquáticos. Adicionalmente, estas mesmas métricas, fazem do MMI uma ferramenta de execução acessível, sendo que os organismos devem ser identificados somente até o nível de família.

Introdução

A humanidade emprega as águas correntes como fonte de água para fins domésticos, industriais, agrícolas e eliminação de resíduos. E essa grande utilidade dos ecossistemas aquáticos de água doce para a sociedade também é a origem de seu colapso, pois, atualmente, poucas bacias hidrográficas ainda não foram afetadas por humanos de alguma forma (Malmqvist & Rundle, 2002). Assim, um dos grandes desafios para a gestão de ecossistemas é proteger a integridade ecológica e a biodiversidade dos ecossistemas aquáticos em face à crescente pressão nos recursos de água doce (Ward, 1998). Neste sentido, o Cerrado é um dos biomas mais impactados na região neotropical, e tem sofrido mudanças estruturais maciças devido a atividades de agricultura e criação de gado (Godoy et al., 2016).

As abordagens multimétricas procuram fornecer uma análise integrada da comunidade biológica de um local, derivada de medidas biológicas e conhecimento da fauna local (Karr & Chu, 1999). Os índices multimétricos (MMI) são construídos integrando múltiplos atributos da assembleia biológica (como por exemplo, riqueza, composição, guildas tróficas e dominância), sendo muito úteis para avaliação de pressões antrópicas (Karr, 1998, Macedo, 2016). O primeiro MMI desenvolvido foi o índice de integridade biótica (IBI) proposto por Karr (1981), e desde então têm sido aplicado com sucesso para assembleias de macroinvertebrados pelo mundo. Nos Estados Unidos, MMI são frequentemente usados em monitoramentos rotineiros da água (Hughes et al., 2004, Barbour et al., 1999; Karr & Chu, 1999); na Europa, (Hering et al., 2004, Ofenböck et al., 2004); no Brasil, vários MMIs foram desenvolvidos para serem adaptados à diferentes biomas (Baptista et al., 2007; Macedo et al., 2016; Silva et al., 2018). Whittier et al., (2006) demonstraram a importância dessa adaptação: medidas de perturbação na escala de bacia hidrográfica foram incapazes de distinguir entre os locais menos e mais perturbados para pequenos riachos em altitudes mais altas, porém foram importantes para riachos maiores e em altitudes mais baixas. Adicionalmente, esses dados corroboram o conceito de fluxo contínuo (“River continuum concept”), que indica que o tamanho, a elevação e o alcance da corrente determinam as características do ecossistema lótico (Vannote et al., 1980).

Dentro de um MMI, cada métrica de um único componente é previsível e razoavelmente relacionada à impactos específicos causados por alterações ambientais (Hering, 2006). Uma “métrica” é definida como parte ou processo mensurável de um sistema biológico, empiricamente mostrado como variável ao longo

de um gradiente de influência humana (Karr & Chu, 1999). Através da combinação de métricas de diferentes categorias (riqueza, composição, proporções de taxa sensíveis à perturbação) o MMI se reflete diferentes condições ambientais e aspectos da comunidade, tornando-se uma ferramenta mais robusta do que avaliações baseadas numa única métrica (Hering et al, 2006; Barbour et al, 1999)

Nosso objetivo foi desenvolver um MMI baseado na comunidade de macroinvertebrados bentônicos e adaptado ao uso do solo predominantemente agropecuário. Para isso avaliamos riachos da bacia do Rio Alto Paranaíba, que têm um histórico de alta produtividade agrícola de diferentes monoculturas e pecuária nas últimas décadas.

Material e Métodos

Coleta de macroinvertebrados

A comunidade de macroinvertebrados foi coletada em 4 pontos amostrais considerados referência, e 4 pontos amostrais considerados impactados (Tabela 1).

Tabela 1. Caracterização hidromorfológica e hidroquímica dos pontos amostrados na bacia do Alto Rio Paranaíba.

	Média dos Pontos de Referência (Min-Max)	Média dos Pontos Perturbados
Largura (m)	7.25 (4-13)	8 (6-13)
Profundidade (m)	0.525 (0.4-0.6)	0.525 (0.3-0.6)
Oxigênio dissolvido (mg l ⁻¹)	8.695 (8.32-9.1)	4.0225 (3.84-4.2)
pH	7.2875 (6.5-8)	6.9175 (6.5-7.8)
RCE	Very Good- Excelent (181-240)	Ruim (53-83)
Substrato predominante	Cascalho e pedras	Silte e argila

Para distinguir entre pontos de referência e pontos impactados, seguimos condições estabelecidas *a priori* (Baptista et al. 2007). Segundo os autores, para um ponto ser considerado referência, várias condições devem ser atendidas: oxigênio dissolvido (OD) ≥ 6 mg/L; pH entre 6 e 8, área urbanizada igual ou menor que 20% da área total da bacia hidrográfica; área florestada igual ou maior que 25% da área total da bacia hidrográfica; zona ripária menor que 15m; sem sinais visíveis de canalização; “excelent” ou “very good”, na classificação de acordo com o índice “Riparian, Channel and Environment” (RCE) (Petersen, 1992). Para a classificação “comprometida”

("impaired"), as seguintes condições devem ser atendidas: deflorestação de $\geq 75\%$ da área à montante da bacia; assoreamento de mesohabitats de corredeira $\geq 50\%$; classificação "poor" de acordo com o índice RCE (Petersen, 1992) (Anexo A). As análises físico-químicas da água foram realizadas com no local com uma sonda multiparâmetro Hanna-9828. Para evitar possíveis variações relacionadas ao tamanho dos riachos, todos os pontos amostrais são de 2ª ordem (Figura 1). Assim, foram selecionados 4 pontos amostrais de referência e 4 pontos amostrais comprometidos. Adicionalmente, para testar a validade do índice, foram avaliados 6 pontos amostrais considerados intermediários, ou seja, que não correspondem a nenhuma condição estabelecida *a priori*.

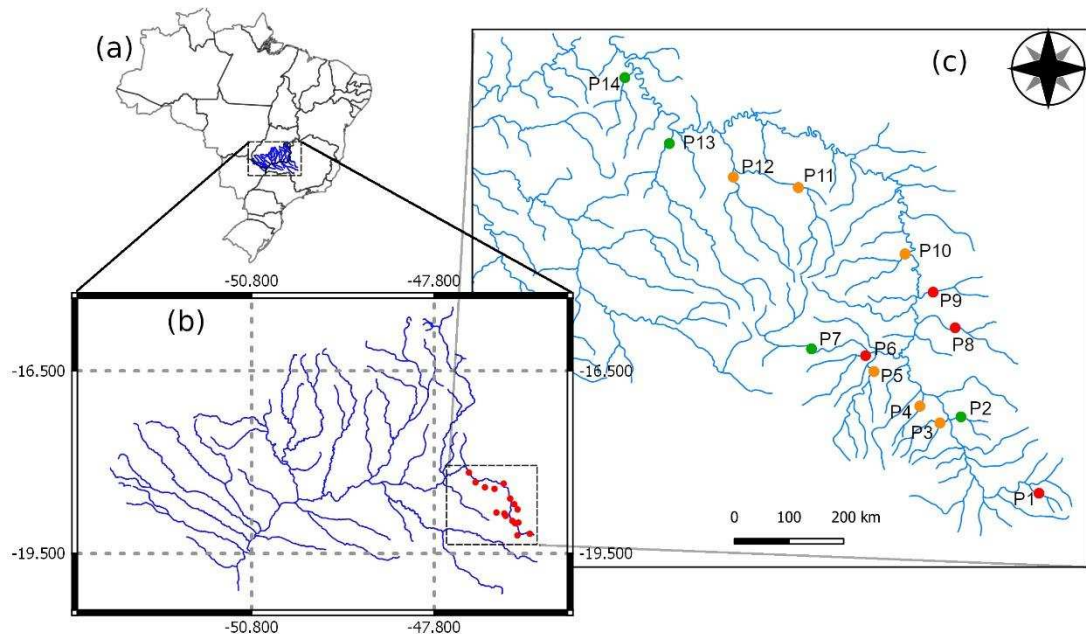


Figura 1. a) Mapa do Brasil. b) Bacia do Rio Paranaíba. c) Pontos amostrais; pontos de referência em verde, pontos perturbados em vermelho e pontos intermediários em laranja.

As coletas aconteceram durante o mês de setembro de 2018, durante a estação seca. As amostragens quantitativas foram realizadas com um Surber (0.09m^2 , malha de $250\mu\text{m}$). Em cada ponto, foram coletadas 3 amostragens de corredeiras e 3 de poços ($n=6$). As amostras foram fixadas *in situ* com formol 5% e levadas para laboratório, onde foram triadas em lupa. Os macroinvertebrados foram identificados

até o nível de família, exceto Oligochaeta e Ostracoda. (Fernández & Domínguez, 2001; Froehlich et al. 2007; Merritt et al. 2008; Mugnai et al., 2010). Para as características funcionais dos macroinvertebrados foram consultados Cummins et al. (2005) e Tomanova et al. (2008).

Análise dos dados

Foram consultadas 32 métricas na literatura, examinadas para estabelecer o índice multimétrico (Tabela 2). Para assegurar que vários aspectos da comunidade de macroinvertebrados fossem aferidos, métricas de diferentes categorias (Medidas de riqueza, composição, tolerância e funcionais) foram levantadas para representar respostas diferentes, aumentando a informação ecológica inclusa no índice (Barbour et al., 1996; Macedo et al., 2016; Silva et al., 2017) (Tabela 2).

Tabela 2. Métricas candidatas a integrar o índice multimétrico e suas respostas esperadas à perturbação

Métricas	Resposta Esperada	Métricas	Resposta Esperada
<i>Métricas de Composição</i>		<i>Métricas de Riqueza/ diversidade</i>	
%EPT	<i>Diminuir</i>	Riqueza de Taxa	<i>Diminuir</i>
%Ephemeroptera	<i>Diminuir</i>	Riqueza de Ephemeroptera	<i>Diminuir</i>
%Plecoptera	<i>Diminuir</i>	Riqueza de Plecoptera	<i>Diminuir</i>
%Trichoptera	<i>Diminuir</i>	Riqueza de Trichoptera	<i>Diminuir</i>
%Coleoptera	<i>Diminuir</i>	Riqueza de EPT	<i>Diminuir</i>
%Odonata	<i>Diminuir</i>	Riqueza de Diptera	<i>Diminuir</i>
%Diptera	<i>Aumentar</i>	Shannon_H	<i>Diminuir</i>
%Ostracoda	<i>Diminuir</i>	Evenness_e^H/S	<i>Diminuir</i>
%Bivalvia	<i>Aumentar</i>	Equitability_J	<i>Diminuir</i>
%Hirudinea	<i>Aumentar</i>		
%Oligochaeta	<i>Aumentar</i>	<i>Métricas Funcionais</i>	
%Gastropoda	<i>Aumentar</i>	%Collector	<i>Variável</i>
		%Filterer	<i>Diminuir</i>
<i>Métricas de Tolerância</i>		%Shredder	<i>Diminuir</i>
BMWP-Monteiro	<i>Diminuir</i>	%Scrapper	<i>Diminuir</i>
EPT/C	<i>Diminuir</i>	%Predator	<i>Variável</i>
%Taxa sensíveis (>7 BMWP-Monteiro)	<i>Diminuir</i>	Respiração-brânquias	<i>Diminuir</i>
Riqueza de taxa sensíveis (>7 BMWP-Monteiro)	<i>Diminuir</i>	TAS	<i>Diminuir</i>

Teste 1 - Sensibilidade da métrica

Para avaliar se determinada métrica é sensível para distinguir pontos de referência e pontos comprometidos, ela foi julgada de acordo com a sobreposição do interquartil em “Box-and-Whiskers plots” (diagramas de caixa) (Barbour et al, 1996; Baptista et al. 2007). Este tipo de representação gráfica permite a visualização da extensão da variação da métrica entre pontos amostrais. As métricas foram julgadas para receber uma classificação dentre 5 pontuações de sensibilidade: 3 caso não ocorra sobreposição entre os intervalos inter-quartil; pontuação 2 se houver alguma sobreposição entre os intervalos inter-quartil, mas ambas medianas fora da sobreposição de intervalo inter-quartil; pontuação 1 se houver uma moderada sobreposição entre intervalos inter-quartil, mas uma mediana fora da sobreposição de intervalos inter-quartil; pontuação de sensibilidade 0a se um intervalo sobrepor completamente o outro intervalo inter-quartil, mas uma mediana fora do intervalo de sobreposição; e por fim, pontuação 0b se ambas as medianas estiverem dentro da sobreposição dos intervalos inter-quartil (Figura 2). Adicionalmente, métricas consideradas sensíveis (pontuação 3) através desse método foram confirmadas pelo teste de Mann-Whitney U-test (Mann & Whitney, 1947).

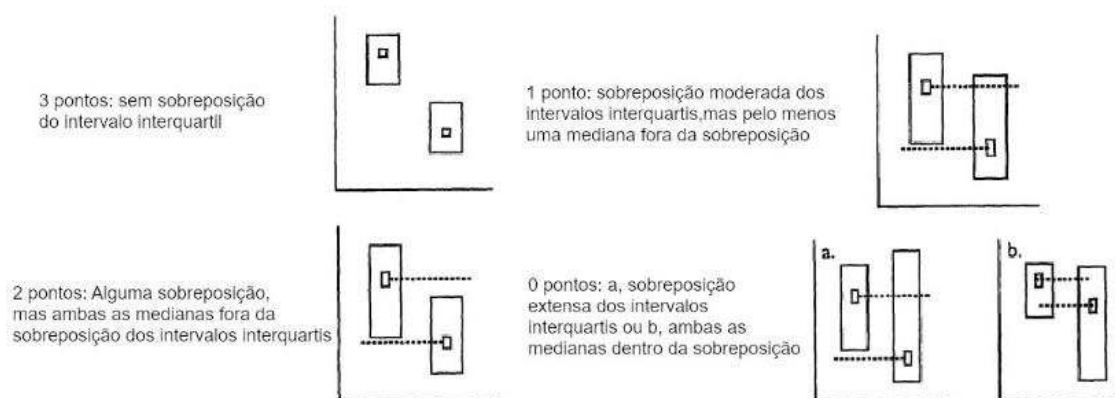


Figura 2 – Avaliação da sensibilidade das métricas Adaptado de Barbour (1996)

Teste 2 - Redundância das métricas

Para simplificar o índice, reduzindo informações redundantes e custos de análise, realizamos um teste de correlação de Spearman. Em caso de alta correlação (Spearman $r > 0.75$, $p < 0.05$), uma ou mais métricas redundantes foram excluídas a

fim de apenas uma métrica representar aquela informação no índice, priorizando as métricas consideradas mais informativas.

Desenvolvimento de um MMI para a bacia do Alto Paranaíba (APMI)

Para ser aprovada no índice multimétrico, as métricas precisam ser aprovadas nos dois testes. Com a finalidade de padronizar diferentes escalas numéricas das métricas num único índice, o alcance delas foi dividido entre três possíveis pontuações para cada métrica (Karr et al., 1986, Barbour et al., 1996, Baptista et al., 2007). Para métricas em que são esperados números decrescentes com o acréscimo da poluição ou perturbação, nos resultados acima do quartil inferior (25%) da distribuição referência, foram concedidos pontuação 5. Por outro lado, métricas em que são esperados números crescentes de acordo com a perturbação, valores acima do quartil superior (75%), receberam a pontuação 5. Assim, o quartil apropriado foi usado como limite dependendo do tipo de resposta aos impactos, sendo pontuação 5 representando parte da população referência, pontuação 3 uma condição intermediária e pontuação 1 indicando o maior desvio das condições esperadas para os pontos de referência (Figura 3). Portanto, uma tabela com o valor mínimo, 25%, 50%, 75% e máximo de cada métrica em pontos de referência foram empregados como limiar para separar os intervalos de pontuação do estabelecimento do índice multimétrico (Baptista, 2007).

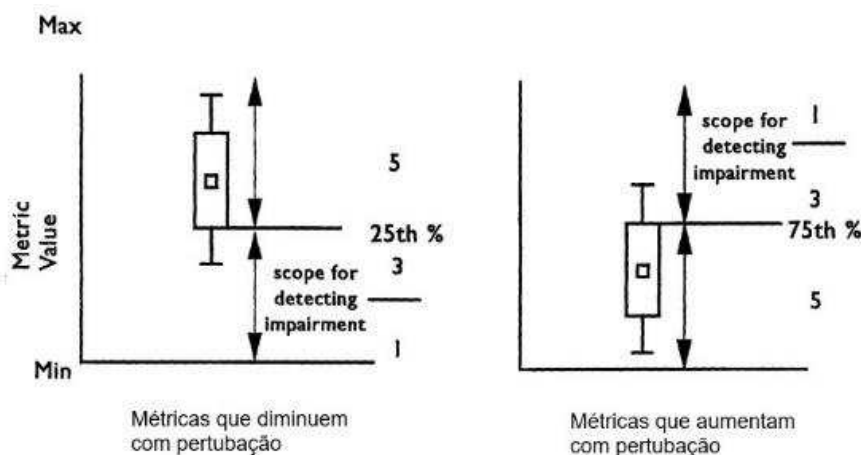


Figura 3. Exemplo do critério para pontuação da métrica. Os pequenos quadrados centrais são as medianas. Adaptador de Barbour (1996).

Testando o APMI

Para testar a validade do APMI, 6 pontos amostrais medianamente impactados (pontos que não se encaixam como ponto de referência, nem como pontos perturbados, posicionados numa condição intermediária) foram usados para avaliar a aplicabilidade do índice. A coleta nestes pontos amostrais foi feita no mesmo período dos pontos de referência e comprometidos. Depois de calculada a pontuação para cada ponto amostral, nossa hipótese é de que eles devem ser classificados como pontos de classe intermediária (Regular ou Bom).

Resultados

Do total de 32 métricas avaliadas neste estudo, 13 receberam uma pontuação de sensibilidade 3 entre pontos de referência e pontos comprometidos, e foram considerados estatisticamente diferentes de acordo com o teste-U de Mann-Whitney ($p < 0,05$) (figura 4, tabela 3).

O teste seguinte foi realizado para avaliar as redundâncias das métricas. De acordo com o teste de Spearman, as seguintes métricas foram consideradas redundantes e removidas do índice: %Trichoptera, %Coleoptera, Riqueza de taxa, Riqueza de Ephemeroptera, Riqueza de Trichoptera, Riqueza de EPT, EPT/C, índice de Shannon. Por exemplo Riqueza de EPT mostrou correlações com as métricas %EPT, %Trichoptera, %Ephemeroptera, Riqueza de Taxa, EPT/C, sendo excluída do índice final. Outro exemplo, Índice de Shannon foi considerada redundante com as métricas %EPT, %Trichoptera, %Coleoptera, Riqueza de taxa, sendo removida do índice final. Finalmente, 5 métricas foram selecionadas para o índice multimétrico: %EPT, %Odonata, BMWP-Monteiro, %Scrapper e organismos temporariamente aderidos ao substrato (TAS) sendo que todas elas respondem negativamente à perturbação.

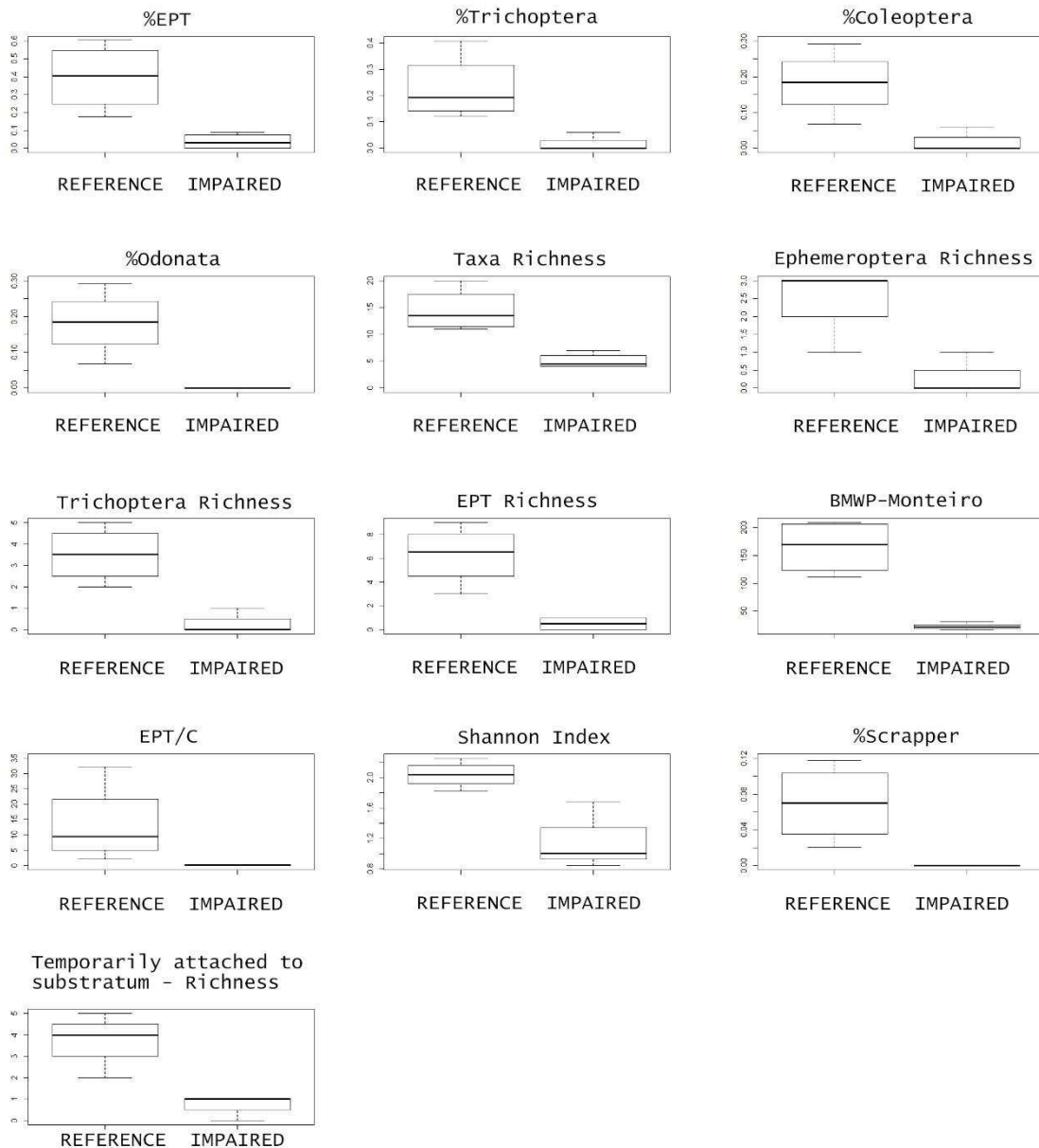


Figura 4. Diagramas de caixa de cada uma das 12 métricas sensíveis para discriminar entre pontos de referência (REF) e pontos comprometidos (COM).

Desenvolvimento do APMI

Como apenas métricas que apresentam números decrescentes à medida que a perturbação aumenta, o valor da quartil inferior (25%) foi considerado como limiar. Usando as métricas exibidas na tabela 4, o APMI foi calculado somando as pontuações das 4 métricas, e seu intervalo total foi dividido em 4 categorias para avaliação: Muito Bom, relacionadas às condições biológicas desejadas; Bom ou Regular, como condição intermediária para pontos amostrais que não são considerados referência e nem perturbados, e Ruim (Tabela 5).

Teste do APMI em pontos amostrais intermediariamente perturbados

Dos 6 pontos amostrais analisados e considerados intermediários, 4 foram classificados como “Regular” ou “Bom” (66,6%) e 2 “Ruim”.

Tabela 3. Respostas do comparativo das métricas entre os pontos de referência e pontos perturbados

Métricas	Teste 1	U	p-value	Validação
<i>Métricas de Composição</i>				
%EPT	3	0	0.029	Válido
%Ephemeroptera	3	3.5	0.242	-
%Plecoptera	0a	5	0.453	-
%Trichoptera	3	0	0.027	Válido
%Coleoptera	3	0	0.027	Válido
%Odonata	3	0	0.021	Válido
%Diptera	0b	6	0.665	-
%Ostracoda	0a	7	0.882	-
%Bivalvia	0a	3	0.183	-
%Hirudinea	0a	4	0.186	-
%Oligochaeta	0a	4	0.356	-
%Gastropoda	0	0	0.000	-
<i>Métricas de Riqueza</i>				
Riqueza de taxa	3	0	0.029	Válido
Riqueza de Ephemeroptera	3	0.5	0.032	Válido
Riqueza de Plecoptera	0a	6	0.453	-
Riqueza de Trichoptera	3	0	0.026	Válido
Riqueza de EPT	3	0	0.028	Válido
Riqueza de Diptera	3	1.5	0.063	-
Índice de Shannon	3	0	0.030	Válido
Equitabilidade ($e^{H'/S}$)	2	0	0.112	-
Equabilidade de Pielou	0a	4	0.312	-
<i>Métricas de Tolerância</i>				
BMWP-Monteiro	3	0	0.029	Válido
EPT/C	3	0	0.029	Válido
% Taxa sensíveis	1	2	0.110	-
Riqueza de taxa sensíveis	2	2	0.079	-
<i>Métricas Funcionais</i>				
%Collector	0b	4	0.312	-
%Filterer	0b	4	0.312	-
%Shredder	1	4	0.186	-
%Scrapper	3	0	0.021	Válido
%Predator	0a	3	0.194	-
Respiração brânquias	0a	1.5	0.121	-
TAS	3	0	0.025	Válido

Tabela 4. Limiar da pontuação para cada uma das quatro métricas do APMI.

Métrica/Pontos de Referência	Estatísticas					Pontuação		
	Min	25%	50%	75%	Max	5	3	1
%EPT	0.18	0.28	0.41	0.52	0.6	≥ 0.28	$\geq 0.18 < 0.28$	< 0.18
%Odonata	0.01	0.02	0.03	0.05	0.06	≥ 0.02	$\geq 0.01 < 0.02$	< 0.01
BMWP	111	129.75	170	203.75	206	≥ 129.75	$\geq 111 < 129.75$	< 111
%Scrapper	0.02	0.04	0.07	0.10	0.12	≥ 0.04	$\geq 0.02 < 0.04$	< 0.02
TAS	2	3.5	4	4.25	5	≥ 3.5	$\geq 2 < 3.5$	< 2

Tabela 5. Classes do APMI de acordo com a pontuação total obtida a partir das 4 métricas.

Classe	Pontuação
Ruim	5-9
Regular	10-14
Bom	15-19
Muito Bom	20-24

Tabela 6. Avaliação de pontos considerados pontos amostrais considerados intermediários (que não correspondem às condições estabelecidas *a priori*)

	Métricas/APMI					Pontuação /APMI					APMI TOTAL	Classificação
	%EPT	%Odonata	BMWP-P-M	%Scrapper	TAS	%EPT	%Odonata	BMWP-P-M	%Scrapper	TAS		
Ponto 3	0.34	1.26	99	2.52	3	5	3	1	3	3	15	Bom
Ponto 4	0.08	7.61	35	0.00	2	1	5	1	1	3	11	Regular
Ponto 5	0.24	7.41	49	1.85	2	3	5	1	1	3	13	Regular
Ponto 10	0.60	1.02	68	0.00	2	5	3	1	0	3	12	Regular
Ponto 11	0.61	4.22	85	5.63	3	5	5	1	5	3	19	Bom
Ponto 12	0.05	1.54	47	0.00	0	1	3	1	1	1	7	Ruim

Discussão

Neste estudo nós avaliamos diferentes métricas capazes de distinguir pontos de referência e perturbados, e com essas informações desenvolvemos um índice multimétrico que foi aplicado com sucesso em ambientes medianamente perturbados.

Segundo Karr (2006), escolher as métricas certas é apenas o início. Dentre 7 pilares de uma avaliação biológica e monitoramento bem sucedida, o autor enfatiza o design de amostragem e análise rigorosa, uma vez que a definição de condições de referência de fato conduz todo o processo analítico. Durante a definição de pontos amostrais, atender as definições a priori para os pontos de referência foi um desafio, considerando a intensidade da atividade agropecuária na região. Contudo, os pontos de referência estabelecidos se encontram dispersos ao longo da bacia, evitando um possível viés geográfico local.

Dentre os recentes MMI desenvolvidos no Brasil, Macedo et al. (2016), avaliou 40 pontos amostrais à montante de uma usina hidrelétrica no cerrado. As métricas do MMI incluem: Riqueza de Ephemeroptera, ASPT (average tolerance per taxon), abundância relativa de predadores e abundância relativa de Odonata. Essa última métrica é compartilhada neste trabalho. Estudos que avaliam larvas de apenas esta ordem como bioindicadora de impactos vêm sendo realizado em várias partes do mundo (Lee Foote et al., 2005; Catling, 2005; Nasirian & Irvine, 2017). No Brasil existem mais de 800 espécies de Odonata, distribuídas em 14 famílias (Constantino, 2012). Recentes estudos têm utilizado esse enorme potencial para avaliação de impactos antrópicos no país (Monteiro & Hamada, 2014; Dutra & De Marcos, 2015). Esse cenário fortalece a relevância da riqueza de Odonata como uma importante métrica no presente trabalho e em estudos futuros.

Silva et al. (2017), depois de testarem 114 métricas para a proposta de um MMI para riachos no Cerrado, definiram 7 métricas finais que distinguem pontos não impactados de pontos impactados, com uma resposta negativa significativa a estresses antrópicos. Dentre estas sete, nosso trabalho possui duas métricas em comum. A primeira é a riqueza de organismos temporariamente anexados ao substrato ("TAS", riqueza de organismos temporariamente aderidos ao substrato). Essa definição significa que os indivíduos possuem adaptações morfológicas para se prender ao substrato, como as famílias Hydroptilidae e Hydropsychidae. É uma condição que parece ser melhor adaptada para condições de fluxo rápido, mudanças de fluxo ou substrato (Lytle & Poff, 2004, Tomanova et al. 2007). Nesse sentido, uma

métrica que se relaciona diretamente ao substrato, que por sua vez é uma fator chave que determina a qualidade do habitat. A diversidade e riqueza de macroinvertebrados geralmente aumenta de acordo com a heterogeneidade do substrato, sendo que um ambiente formado por cascalho e pedras proporciona um melhor habitat para invertebrados bentônicos (Faustini & Kaufmann, 2007). As famílias encontradas neste estudo com essa característica são: Hydropsychidae, Hydroptilidae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Pyralidae e Simuliidae. Num aspecto relacionado, todas essas famílias possuem pontuação de no mínimo 5 no índice BMWP-M, ou seja, são consideradas sensíveis à poluição da água (Monteiro, et al., 2008).

A segunda métrica compartilhada com Silva et al., (2017) é abundância de raspadores (%scrapers). Raspadores se alimentam de perifíton (Cummins et al., 2005), e existe uma forte interação entre algas e raspadores em riachos. A produção de algas afeta diretamente os raspadores, que por sua vez, pela sua alimentação afeta diretamente as algas (Wallace & Webster, 1996). Os representantes desse grupo funcional neste estudo são: Hydropsychidae, Hidroptilidae, Elmidae (adultos) e Pyralidae.

Dentre as outras cinco métricas incluídas no MMI final por Silva et al. (2017), Riqueza de Ephemeroptera e índice de Shannon-Wiener também são compartilhadas por nosso trabalho, porém foram descartadas durante o processo de finalização por serem altamente correlacionadas com outras métricas, como "TAS", BMWP-M e abundância relativa de Odonata. Em relação à riqueza e abundância de taxa sensíveis (que no trabalho referenciado foram calculadas de acordo com o BMWP adaptado por Junqueira et al., 2000), em nosso trabalho não foram capazes de distinguir pontos de referência e pontos perturbados. Por fim, a abundância relativa de Gastropoda também foi ineficaz, uma vez que em apenas um dos pontos amostrais (Ponto 1) foi coletado indivíduos dessa classe, 147 indivíduos da família Physidae. Dentro de Mollusca, a família Mycetopodidae foi a única representante de Bivalvia, e a abundância relativa dessa classe também não relevante para a distinção entre pontos de referência e perturbados.

Criado na década de 70, o índice BMWP é uma das ferramentas mais usadas para monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos ao redor do mundo. É um sistema que considera macroinvertebrados bentônicos identificados ao nível taxonômico de família, com valores entre 1 e 10 atribuídos com base em sua sensibilidade a poluentes orgânicos. Famílias sensíveis a altos níveis de poluentes recebem valores mais altos, enquanto famílias tolerantes recebem valores mais

baixos, somando o total de todas as famílias para uma localidade. Quanto maior esse valor, mais íntegra a localidade (Hawkes, 1998). Monteiro et al. (2008) adaptaram com sucesso o índice para o Rio Meia-Ponte, um dos principais afluentes da margem direita do baixo Rio Paranaíba. A adaptação do índice para o cerrado brasileiro, ambiente com uso do solo predominantemente agropecuário, foi diferente para 15 famílias. Uma vez que os processos de alteração ambiental são reflexos do histórico de ocupação humana nessa bacia hidrográfica em questão, os autores apontam a necessidade de adaptação de índices bióticos às condições regionais ou locais. Nossos dados reforçam essa necessidade, corroborando com a adaptação do BMWP às condições condições da bacia do Rio Paranaíba e cerrado como um todo.

Dos seis pontos a serem avaliados com o APMI proposto, apenas quatro foram classificados como Bom ou Regular. Analisando o ponto 10 (Ruim) com maiores detalhes, é possível observar que ele não se enquadra completamente como um ponto perturbado a priori devido à sua pontuação do RCE (92), sendo o limiar 85. Assim, é possível que, apesar da mata ripária, substrato ou leito do riacho aparentarem alterações não tão severas, a estrutura da comunidade de macroinvertebrados já esteja comprometida. A ausência de indivíduos raspadores e trituradores neste ponto corrobora essa observação, bem como também reforça a necessidade de ferramentas integradas para a avaliação de riachos neste ambiente.

Em conclusão, nossos dados demonstram que as diferentes métricas avaliadas e integradas ao MMI final se mostram válidas para distinguir uma ampla variação de alterações nos ambientes aquáticos. Adicionalmente, estas mesmas métricas, fazem do MMI uma ferramenta de execução acessível, sendo que os organismos devem ser identificados somente até o nível de família. Portanto, APMI se apresenta como um método eficaz, simples e disponível para futuras avaliações e monitoramentos na região.

Referências

- Baptista, D. F., Buss, D. F., Egler, M., Giovanelli, A., Silveira, M. P., & Nessimian, J. L. (2007). A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, 575(1), 83.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Griffith, S., Frydenborg, R., McCarron, E., White, J. S., & Bastian, M. L. (1996). A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 15(2), 185-211.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish (Vol. 339). Washington, DC: US Environmental Protection Agency, Office of Water.
- Catling, P. M. (2005). A potential for the use of dragonfly (Odonata) diversity as a bioindicator of the efficiency of sewage lagoons. *The Canadian Field-Naturalist*, 119(2), 233-236.
- Constantino, R. (2012). *Insetos do Brasil: diversidade e taxonomia*. Ribeirão Preto: Holos.
- Dutra, S., & De Marco, P. (2015). Bionomic differences in odonates and their influence on the efficiency of indicator species of environmental quality. *Ecological indicators*, 49, 132-142.
- Faustini, J. M., & Kaufmann, P. R. (2007). Adequacy of Visually Classified Particle Count Statistics From Regional Stream Habitat Surveys 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 43(5), 1293-1315.
- Fernández, H., & Domínguez, E. (2001). Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos Sudamericanos. *Entomotropica*, 16(3), 219.

- Froehlich, C.G. (2007) Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>
- Godoy, B. S., Queiroz, L. L., Lodi, S., & Oliveira, L. G. (2017). Environment and Spatial Influences on Aquatic Insect Communities in Cerrado Streams: the Relative Importance of Conductivity, Altitude, and Conservation Areas. *Neotropical entomology*, 46(2), 151-158.
- Hughes, R. M., Howlin, S., & Kaufmann, P. R. (2004). A Bointegrity Index (IBI) for Coldwater Streams of Western Oregon and Washington. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133(6), 1497–1515. doi:10.1577/t03-146.1
- Hawkes, H. A. (1998). Origin and development of the biological monitoring working party score system. *Water Research*, 32(3), 964-968.
- Hering, D., Moog, O., Sandin, L., & Verdonschot, P. F. (2004). Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia*, 516(1-3), 1-20.
- Hering, D., Feld, C. K., Moog, O., & Ofenböck, T. (2006). Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. In *The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods* (pp. 311-324). Springer, Dordrecht.
- Hughes, R. M., Larsen, D. P., & Omernik, J. M. (1986). Regional reference sites: a method for assessing stream potentials. *Environmental management*, 10(5), 629-635.
- Junqueira, V. M., & Campos, S. C. M. (1998). Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 10(2), 125-135.
- Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6), 21-27.

- Karr, J. R. (1986). Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. Special publication/Illinois Natural History Survey (USA).
- Karr, J. R., & Chu, E. W. (1998). Restoring life in running waters: better biological monitoring. Island Press.
- Karr, J. R. (1998). Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management. River ecology and management: lessons from the Pacific Coastal ecoregion. Springer, New York, 502528.
- Karr, J. R., & Chu, E. W. (2006). Seven foundations of biological monitoring and assessment. *Biologia Ambientale*, 20(2), 7-18.
- Lee Foote, A., & Rice Hornung, C. L. (2005). Odonates as biological indicators of grazing effects on Canadian prairie wetlands. *Ecological Entomology*, 30(3), 273-283.
- Lytle, D. A., & Poff, N. L. (2004). Adaptation to natural flow regimes. *Trends in ecology & evolution*, 19(2), 94-100.
- Macedo, D. R., Hughes, R. M., Ferreira, W. R., Firmiano, K. R., Silva, D. R., Ligeiro, R., ... & Callisto, M. (2016). Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. *Ecological Indicators*, 64, 132-141.
- Malmqvist, B., & Rundle, S. (2002). Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental conservation*, 29(2), 134-153.
- Mann, H. B., & Whitney, D. R. (1947). On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *The annals of mathematical statistics*, 50-60.
- Merritt, R. W., Cummins, K. W., & Berg, M. B. (2008). An introduction to the aquatic insects of North America, 4th edn. Kendall.

- Monteiro, T. R.; Oliveira, L. G. & Godoy, B. S. 2008. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP à bacia do rio Meia Ponte-GO. *Oecologia Brasiliensis* 12(3):553-563.
- Monteiro-Júnior, C. S., Juen, L., & Hamada, N. (2014). Effects of urbanization on stream habitats and associated adult dragonfly and damselfly communities in central Brazilian Amazonia. *Landscape and Urban Planning*, 127, 28-40.
- Mugnai, R., Nessimian, J. L., & Baptista, D. F. (2010). Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos. Technical Books Editora.
- Nasirian, H., & Irvine, K. N. (2017). Odonata larvae as a bioindicator of metal contamination in aquatic environments: application to ecologically important wetlands in Iran. *Environmental monitoring and assessment*, 189(9), 436.
- Ofenböck, T., Moog, O., Gerritsen, J., & Barbour, M. (2004). A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macroinvertebrates. In *Integrated Assessment of Running Waters in Europe* (pp. 251-268). Springer, Dordrecht.
- Petersen Jr, R. C. (1992). The RCE: a riparian, channel, and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater biology*, 27(2), 295-306.
- Silva, D. R., Herlihy, A. T., Hughes, R. M., & Callisto, M. (2017). An improved macroinvertebrate multimetric index for the assessment of wadeable streams in the neotropical savanna. *Ecological Indicators*, 81, 514-525.
- Tomanova, S., Moya, N., & Oberdorff, T. (2008). Using macroinvertebrate biological traits for assessing biotic integrity of neotropical streams. *River research and applications*, 24(9), 1230-1239.

- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37(1), 130-137.
- Wallace, J. B., & Webster, J. R. (1996). The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual review of entomology*, 41(1), 115-139.
- Ward, V. (1998). Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation*. 83: 269-278.
- Whittier, T. R., Stoddard, J. L., Hughes, R. M., & Lomnický, G. A. (2006). Associations among catchment-and site-scale disturbance indicators and biological assemblages at least-and most-disturbed stream and river sites in the western United States. In *American Fisheries Society Symposium* (Vol. 48, No. 48, pp. 641-664).

ANEXOS

Anexo A. Riparian, Channel and Environmental Inventory. (Petersen, 1992)

Appendix

Catchment _____ Stream name _____ Location _____
 Recorders name _____ Date _____ Time _____
 Stream width _____ (m) Stream depth _____ (m) Stream length examined _____ (m)

Determine the condition of the stream CHANNEL AND RIPARIAN ZONE at which you are standing and up to 50 m upstream and downstream. Estimate the average condition over that distance and select ONE of the four scores for each characteristic. If the appraisal is accurate for a longer stream reach, record that distance on item marked STREAM LENGTH.

-
1. Land-use pattern beyond the immediate riparian zone

Undisturbed, consisting of forest, natural wetlands, bogs and/or mires	30 _____
Permanent pasture mixed with woodlots and swamps, few row crops	20 _____
Mixed row crops and pasture	10 _____
Mainly row crops	1 _____

 2. Width of riparian zone from stream edge to field

Marshy or woody riparian zone >30 m wide	30 _____
Marshy or woody riparian zone varying from 5 to 30 m	20 _____
Marshy or woody riparian zone 1–5 m	5 _____
Marshy or woody riparian zone absent	1 _____

 3. Completeness of riparian zone

Riparian zone intact without breaks in vegetation	30 _____
Breaks occurring at intervals of >50 m	20 _____
Breaks frequent with some gullies and scars every 50 m	5 _____
Deeply scarred with gullies all along its length	1 _____

 4. Vegetation of riparian zone within 10 m of channel

>90% plant density of non-pioneer trees or shrubs, or native marsh plants	25 _____
Mixed pioneer species along channel and mature trees behind	15 _____
Vegetation of mixed grasses and sparse pioneer tree or shrub species	5 _____
Vegetation consisting of grasses, few trees shrubs	1 _____

 5. Retention devices

Channel with rocks and old logs firmly set in place	15 _____
Rocks and logs present but back filled with sediment	10 _____
Retention devices loose; moving with floods	5 _____
Channel of loose sandy silt; few channel obstructions	1 _____

 6. Channel structure

Ample for present and annual peak flows, width/depth <7	15 _____
Adequate, overbank flows rare, W/D 8 to 15	10 _____
Barely contains present peaks, W/D 15 to 25	5 _____
Overbank flows common, W/D >25 or stream is channelized	1 _____

 7. Channel sediments

Little or no channel enlargement resulting from sediment accumulation	15 _____
Some gravel bars of coarse stones and well-washed debris present, little silt	10 _____
Sediment bars of rocks, sand and silt common	5 _____
Channel divided into braids or stream is channelized	1 _____

 8. Stream-bank structure

Banks stable, of rock and soil held firmly by grasses shrubs and tree roots	25 _____
Banks firm but loosely held by grass and shrubs	15 _____
Banks of loose soil held by a sparse layer of grass and shrubs	5 _____
Banks unstable, of loose soil or sand easily disturbed	1 _____

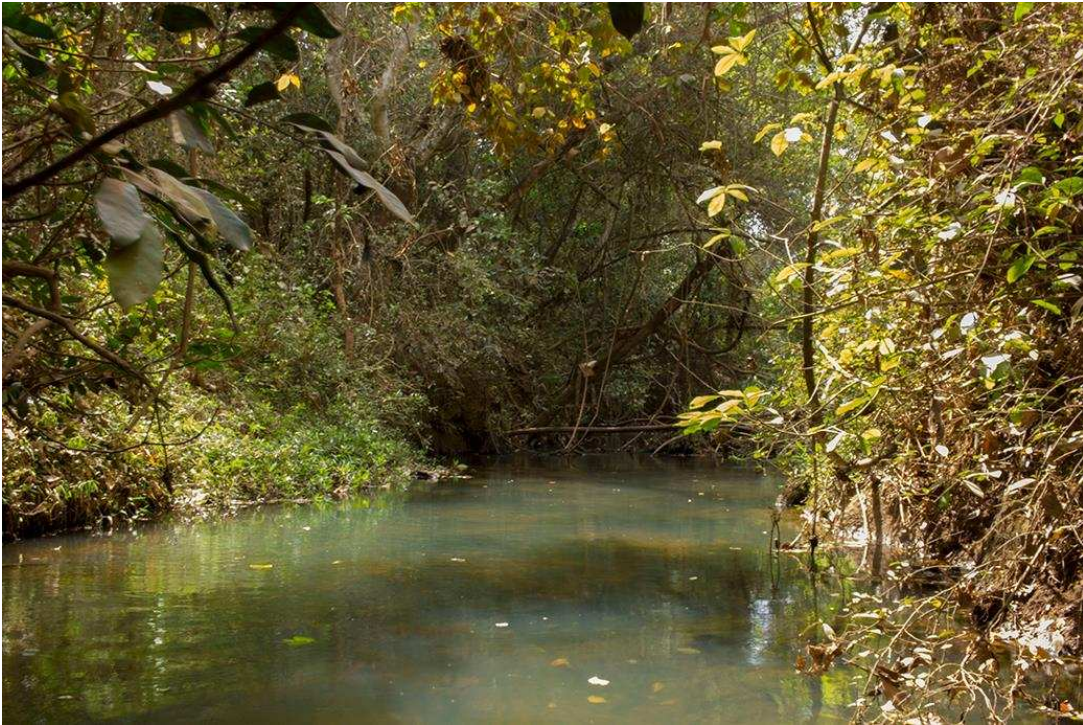
9. Bank undercutting	
Little or none evident or restricted to areas with tree root support	20_____
Cutting only on curves and at constrictions	15_____
Cutting frequent, undercutting of banks and roots	5_____
Severe cutting along channel, banks falling in	1_____
10. Stony substrate; feel and appearance	
Stones clean, rounded without sharp edges; may have blackened colour	25_____
Stones without sharp edges and with slight sand, silt, gritty feel	15_____
Some stones with sharp edges, obvious gritty cover	5_____
Stones bright; silt, grit cover and sharp edges common	1_____
11. Stream bottom	
Stony bottom of several sizes packed together, interstices obvious	25_____
Stony bottom easily moved, with little silt	15_____
Bottom of silt, gravel and sand, stable in places	5_____
Uniform bottom of sand and silt loosely held together, stony substrate absent	1_____
12. Riffles and pools, or meanders	
Distinct, occurring at intervals of 5–7x stream width	25_____
Irregularly spaced	20_____
Long pools separating short riffles, meanders absent	10_____
Meanders and riffles/pools absent or stream channelized	1_____
13. Aquatic vegetation	
When present consists of moss and patches of algae	15_____
Algae dominant in pools, vascular plants along edge	10_____
Algal mats present, some vascular plants, few mosses	5_____
Algal mats cover bottom, vascular plants dominate channel	1_____
14. Fish	
Rheophilous fish present, native population, present in most pools	20_____
Rheophilous fish scarce and difficult to locate	15_____
No rheophilous fish, some lentic fish present in pools	10_____
Fish absent or scarce	1_____
15. Detritus	
Mainly consisting of leaves and wood without sediment	25_____
Leaves and wood scarce; fine flocculent organic debris without sediment	10_____
No leaves or woody debris; coarse and fine organic matter with sediment	5_____
Fine, anaerobic sediment, no coarse debris	1_____
16. Macroinvertebrates	
Many species present on all types of substrate	20_____
Many species but only in well-aerated habitats	15_____
Few species present but found in most habitats	5_____
Few if any species and only in well-aerated habitats	1_____
	Total _____

RESULT

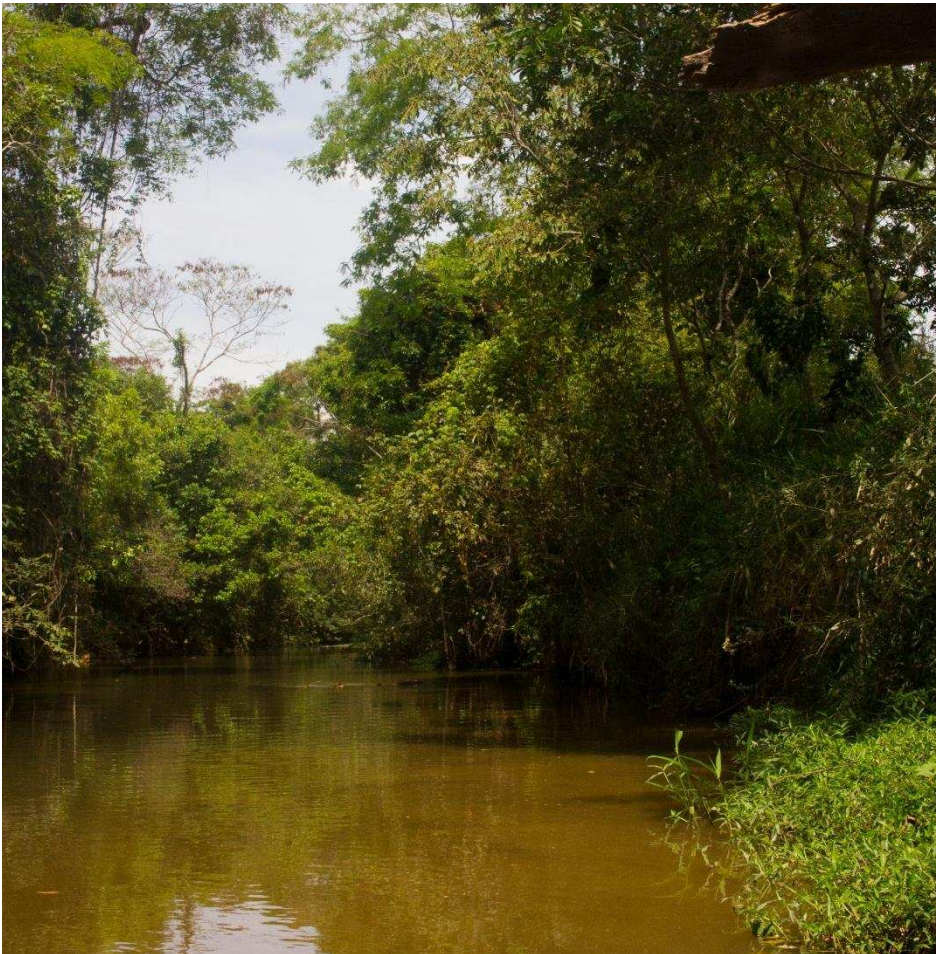
Class	Score	Evaluation	Colour	Recommended action
I	293–360	Excellent	Blue	Biomonitoring and protection of the existing status
II	224–292	Very good	Green	Selected alterations and monitoring for changes
III	154–223	Good	Yellow	Minor alterations needed
IV	86–153	Fair	Brown	Major alterations needed
V	16–85	Poor	Red	Complete structural reorganization

Anexo B. Fotos dos locais amostrados

Fotos dos pontos de Referência



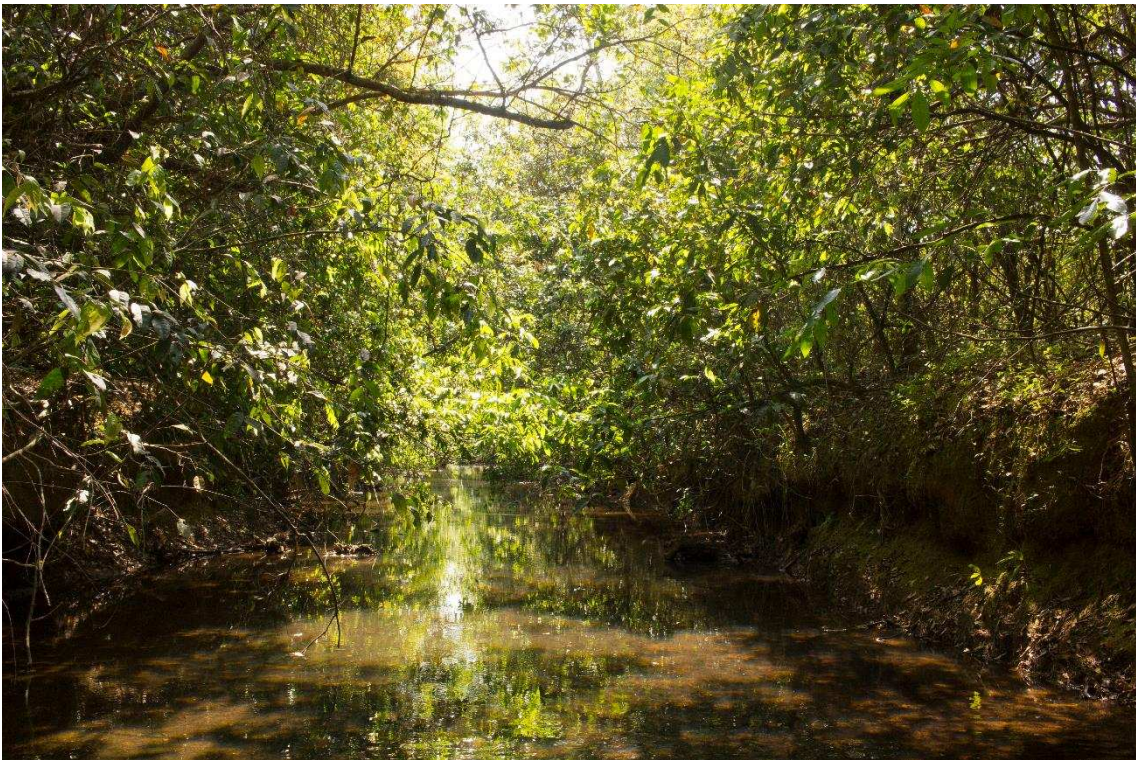
Ponto 2. RCE: 211



Ponto 7. RCE: 181



Ponto 13. RCE: 235



Ponto 14. RCE: 240

Fotos dos pontos Perturbados



Ponto 1. RCE: 53



Ponto 6. RCE: 60



Ponto 8. RCE: 83



Ponto 9. RCE: 57

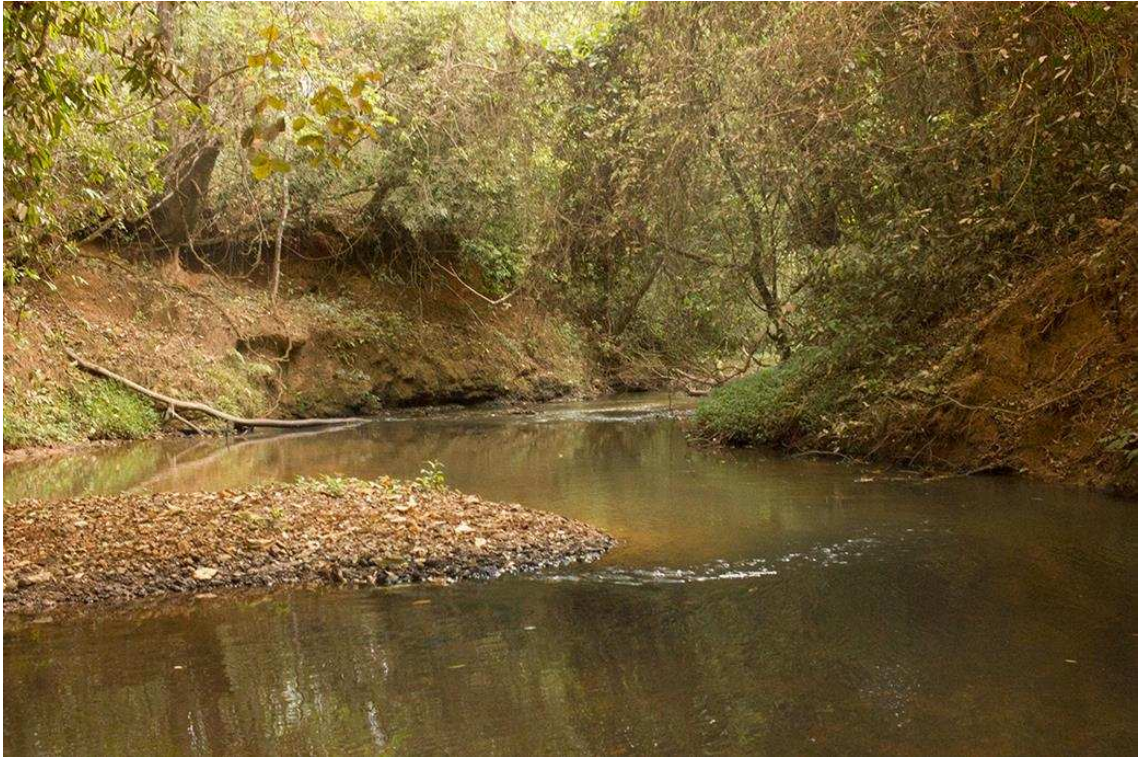
Fotos dos pontos intermediários avaliados através do MMI



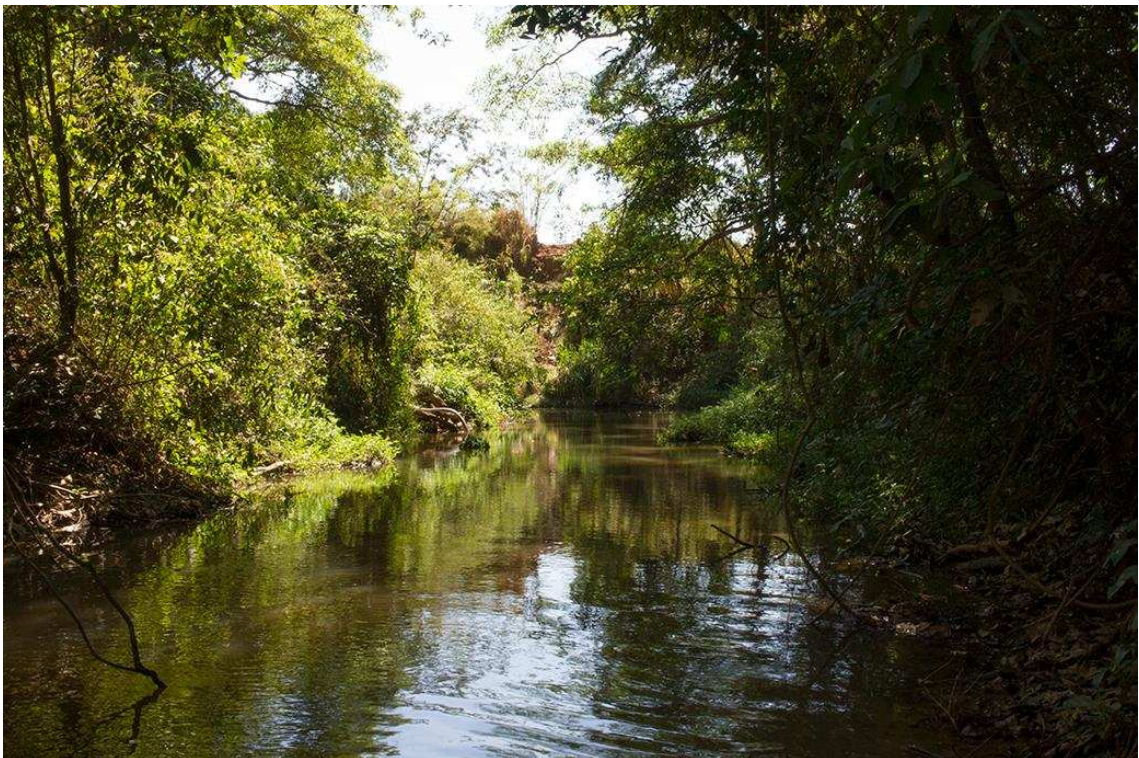
Ponto 3. RCE: 92



Ponto 3. RCE: 93



Ponto 5. RCE: 97



Ponto 10: RCE: 92



Ponto 11. RCE: 171



Ponto 12. RCE: 87



Artigo 2. Qualidade da água de riachos associados com diferentes usos do solo na bacia do Rio São Marcos.

Qualidade da água de riachos associados com diferentes usos do solo na bacia do Rio São Marcos.

Pierre Rafael Penteado¹, Karine Frehner Kavalco¹, Rubens Pasa¹

1. LaGEEvo - Laboratório de Genética Ecológica e Evolutiva - Universidade Federal de Viçosa – Campus Rio Paranaíba

Resumo

Diversos são os fatores que impactam os cursos d'água do bioma Cerrado, como a destruição dos ecossistemas, alteração do habitat físico e alteração química da água, que decorrem de várias causas imediatas, como por exemplo, expansão urbana e agropecuária, desflorestamentos, e barramentos. A bacia do Alto Rio Paranaíba possui economia predominantemente agropecuária, com destaque para produção de soja, milho e café, assim como a pecuária. A bacia do Rio São Marcos, é um dos principais afluentes da margem direita do Rio Paranaíba e os impactos da exploração agrícola na região são motivos de preocupação em estudos recentes. Assim, nosso estudo teve como objetivo diagnosticar as condições ecológicas e qualidade d'água nos riachos da bacia do Rio São Marcos. Nossa hipótese é de que riachos em áreas com uso de solo predominantemente agrícolas têm indicadores inferiores da qualidade de água e da mata ripária. Os protocolos de avaliação de habitats apontaram impactos em áreas com uso de solo para agropecuária em comparação com ambientes de cerrado. Essa observação também foi corroborada com índice BMWP adaptado para a bacia do Rio Paranaíba, bem como parâmetros de riqueza e abundância. Entretanto, considerando uma diferença pouco acentuada, recomendamos futuros biomonitoramentos para acompanhar o desenvolvimento da prática agropecuária em latifúndios e como os ambientes aquáticos irão responder a essa expansão iminente.

INTRODUÇÃO

A humanidade emprega as águas correntes como fonte de água para fins domésticos, industriais, agrícolas e eliminação de resíduos. E essa grande utilidade dos ecossistemas aquáticos de água doce para a sociedade também é a origem de seu colapso, sendo que atualmente poucas bacias hidrográficas não são afetadas por humanos de alguma forma. Desse modo, é provável que múltiplas perturbações estejam contribuindo para a degradação biológica local. Os fatores definitivos que causam mudanças às águas correntes podem ser categorizados em 4 principais tipos: destruição dos ecossistemas, alteração do hábitat físico, alteração química da água e inclusão ou exclusão de espécies, que decorrem de várias causas imediatas, como por exemplo, expansão urbana e agropecuária, desflorestamentos, barramentos, emissões industriais e introduções de espécies alóctones (Malmqvist, 2002). Assim, um dos grandes desafios para a gestão de ecossistemas é proteger a integridade ecológica e a biodiversidade dos ecossistemas aquáticos em face a crescente pressão nos recursos de água doce (Ward, 1998). Nesse sentido, o Cerrado é um dos biomas mais impactados na região neotropical, e tem sofrido mudanças estruturais maciças devido a atividades de agricultura e criação de gado (Godoy *et al.*, 2016).

Para avaliar a integridade ecológicas de ecossistemas aquáticos, o monitoramento biológico tem sido aplicado com sucesso em diferentes partes do mundo. Na década de 70 foi criado o índice BMWP. Este sistema atualmente considera macroinvertebrados identificados ao nível taxonômico de família, com valores entre 1 e 10 atribuídos com base em sua sensibilidade a poluentes orgânicos. Famílias sensíveis a altos níveis de poluentes recebem valores mais altos, enquanto famílias tolerantes recebem valores mais baixos. Após o registro de ocorrência dos táxons em uma localidade, somam-se os valores referentes a cada família, obtendo-se um valor final para a localidade. Quanto maior esse valor, mais íntegra a localidade (Hawkes, 1998). No Brasil, o índice BMWP foi adaptado para a bacia do Rio das Velhas no estado de Minas Gerais (Junqueira & Campos, 1998) e para a bacia do rio Meia-Ponte no estado de Goiás (Monteiro *et al.*, 2008).

A bacia do Alto Rio Paranaíba possui economia predominantemente agropecuária, com destaque para produção de soja, milho e café, assim como a pecuária. A bacia do Rio São Marcos, é um dos principais afluentes da margem direita do Rio Paranaíba (Florêncio *et al.* 2009). Em um levantamento sobre as águas da bacia, Guimarães *et al.* (2013), definiram 905 cursos d'água tributários do Rio São

Marcos, 1.445 corpos d'água (lagos, lagos e represas) e 1.005 pivôs centrais usados na irrigação agrícola. A área irrigada por pivôs centrais na bacia do Rio São Marcos em março de 2013 foi de 87.670 hectares, valor bastante superior aos 63.500 hectares pactuados pelo marco regulatório da Agência Nacional de Águas (ANA). Portanto, os autores concluem que a bacia do Rio São Marcos vem sofrendo alto nível de impactos antrópicos advindos da exploração agrícola.

Considerando esse cenário, nosso estudo teve como objetivo diagnosticar as condições ecológicas e qualidade d'água nos riachos da bacia do Rio São Marcos. Nossa hipótese é de que riachos em áreas com uso de solo predominantemente agrícolas têm indicadores inferiores da qualidade de água e da mata ripária.

Material e Métodos

Área de estudo

A bacia do Rio São Marcos está localizada na divisa entre os estados de Goiás e Minas Gerais, entre as coordenadas geográficas latitude 15° 00' e 18° 24' e longitude 47° 85' e 47° 05', e está inserido na bacia do Rio Paranaíba. As nascentes do Rio São Marcos estão localizadas a 870 m de altitude, percorrendo 326 km em direção sul até desaguar no Rio Paranaíba, a 673 m de altitude. Segundo a classificação de Köppen, o clima da bacia é tropical semi-úmido, com uma estação seca e outra chuvosa bem definidas, com precipitações anuais médias de 1500mm e com médias térmicas variando de 19°C a 28°C (Ribeiro et al, 1998). Onze municípios pertencem a bacia e o uso do solo está dividido entre pastagens e agricultura, principalmente milho e soja, dependentes da prática de irrigação na estação seca (Florêncio *et al.*, 2009). As coletas foram realizadas no mês de agosto de 2016 em seis pontos de 1ª a 3ª ordens da bacia do Rio São Marcos (figura 1).

Coleta de macroinvertebrados

Em cada um dos pontos, todos os habitats disponíveis ao longo de 100 metros foram amostrados através do uso de rede-D (30 cm de largura, malha de 500 μ), com 20 chutes por habitat, com amostragem resultante de aproximadamente de 3,1m² de habitat. Os diferentes tipos de substrato amostrados foram: substrato rochoso, comumente encontrado em corredeiras; detritos, como troncos e outros materiais

lenhosos submersos há um um longo período; vegetações submersas em barrancos; macrófitas submersas e areia e outros sedimentos finos (Barbour *et al.*, 1999). As amostradas foram fixadas em campo com 10% formalina e levadas ao laboratório de Genética Ecológicas e Evolutiva (LaGEEvo) em embalagens plásticas individuais. No laboratório, as amostras foram lavadas, triadas e todos os indivíduos foram identificados (maioria até família) com o auxílio de chaves taxonômicas (Fernández & Domínguez, 2001, Froehlich *et al.* 2007, Merritt *et al.* 2008, Mugnai *et al.* 2010).

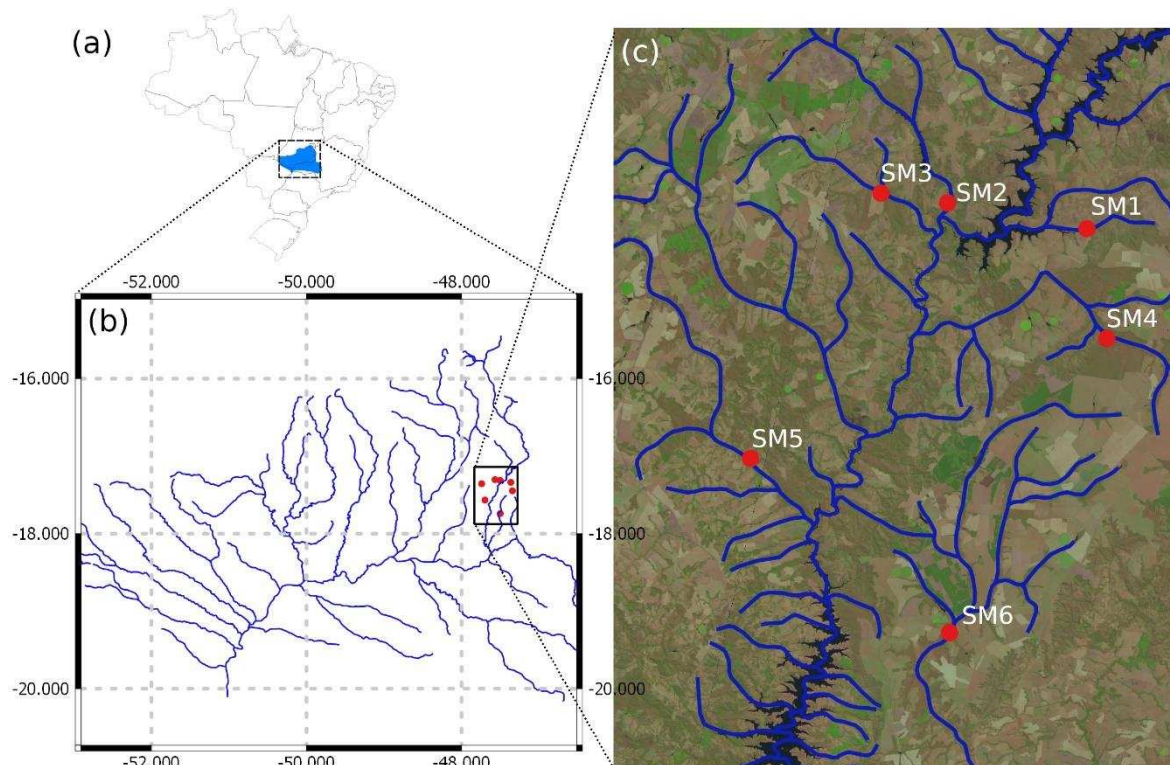


Figura 1. a) Mapa do Brasil, com destaque para a bacia do Alto Paranaíba. b) mapa da bacia do rio Paranaíba, com destaque para a bacia do Rio São Marcos. c) Mapa da bacia do Rio São Marcos, com os locais dos pontos amostrais.

Avaliação das condições do habitat físico

Dois protocolos foram usados: Primeiro, o “Protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats” (PARDH) segundo (Callisto *et al.*, 2002): Neste protocolo 22 parâmetros são avaliados, como alterações no canal do curso d’água, presença de poluição, níveis de erosão nas margens e extensão da zona ripária. A pontuação para cada ponto amostral varia de 0 a 100, sendo considerado impactado entre 0 a 40 pontos, alterado entre 41 e 60 pontos e natural acima de 60 (anexo A).

Segundo, de acordo com Barbour *et al.* (1999), foi avaliado qualidade do habitat (HCI: *habitat condition index*) através do procedimento de avaliação de riachos de baixo gradiente. O método avalia 10 características do canal do riacho, de 0 a 20 (anexo B). Uma pontuação de 200 pontos indica a melhor condição possível. A função deste índice é avaliar a habilidade do habitat físico do rio suportar determinada fauna, sendo assim uma medida da heterogeneidade espacial do riacho (Castela *et al.*, 2008).

Resultados

Um total de 1241 indivíduos foram coletados, pertencente a 28 famílias (Hexapoda) e três outros distintos taxa (Tabela 2). A família mais abundante foi Elmidae com 408 indivíduos, presente em todos os pontos. A segunda família mais abundante foi Chironomidae com 243 indivíduos. As ordens Trichoptera e Ephemeroptera apresentaram indivíduos em todos os pontos, enquanto Plecoptera, representada apenas pela família Perlidae, em apenas metade dos pontos. O ponto amostral SM1 apresentou a menor abundância e menor riqueza, enquanto SM6 maior abundância e riqueza.

Considerando o uso de solo, a riqueza de taxa em ambientes cercados pela agropecuária foi igual a 21, enquanto em ambientes de cerrado igual a 30. Já a abundância em ambientes com uso de solo predominantemente agropecuário foi de 291, enquanto que em ambientes com uso de solo predominantemente de cerrado foi de 950 (Figura 2).

Tabela 2. Relação dos taxa coletados nos pontos amostrais.

Taxa		Pontos Amostrais					
		SM1	SM 2	SM 3	SM 4	SM 5	SM6
Trichoptera	Hydroptilidae	6	1	0	1	12	1
	Philopotamidae	1	0	17	0	1	1
	Leptoceridae	0	1	9	1	0	5
	Hydropsychidae	0	1	11	0	24	4
	Hydrobiosidae	0	0	1	0	3	7
	Polycentropodidae	0	0	0	0	0	1
	Leptohephidae	6	11	4	0	12	1
Ephemeroptera	Baetidae	2	1	5	9	7	4
	Leptophlebiidae	1	8	24	10	34	28
Plecoptera	Perlidae	2	0	0	0	3	21
	Gomphidae	1	0	4	0	5	4
	Cordullidae	0	1	2	1	0	2
Odonata	Libellulidae	0	0	3	0	1	0
	Calopterigidae	0	0	2	0	0	0
	Perilestidae	0	0	0	0	1	0
	Aeshnidae	0	0	0	1	0	2
	Elmidae	4	54	25	6	136	175
Coleoptera	Dytiscidae	0	0	0	3	0	0
	Gyrinidae	0	0	0	1	0	0
	Psephenidae	0	0	1	0	0	5
	Gerridae	0	1	0	0	2	3
	Belostomatidae	0	0	0	0	0	1
	Naucoridae	0	0	0	0	1	28
Hemiptera	Hebridae	0	0	0	0	1	0
	Pleidae	0	0	0	0	1	0
	Veliidae	0	0	3	0	1	0
	Simuliidae	14	2	4	14	24	82
	Chironomidae	3	11	19	79	73	54
Diptera	Ceratopogonidae	12	2	2	6	5	8
	Culicidae	3	1	0	0	0	1
	Chaboridae	1	0	0	0	0	0
	Empididae	1	0	4	1	0	1
	Dolichopodidae	0	0	0	0	1	0
	Tipulidae	0	2	0	2	11	8
	Ostracoda	0	0	0	3	0	0
	Oligochaeta	0	0	10	0	0	9
	Gastropoda	0	0	0	2	1	0
	<i>Total</i>	57	97	150	140	360	456

Tabela 3. Caracterização física dos pontos amostrais.

Ponto Amostral	Ordem	Largura (m)	Profundidade (m)	Largura da cobertura ripária (m)	Uso da terra predominante	Protocolos	
						HCI	PARDH
SM1	1	9	0.5	< 6	Agropecuária	89	39
SM2	3	8	0.5	12-18	Agropecuária	127	65
SM3	1	2	0.3	6-12	Agropecuária	90	39
SM4	3	1.5	0.5	< 6	Cerrado	83	60
SM5	2	3	0.3	6-12	Cerrado	82	48
SM6	3	7.5	0.3	6-12	Cerrado	130	73

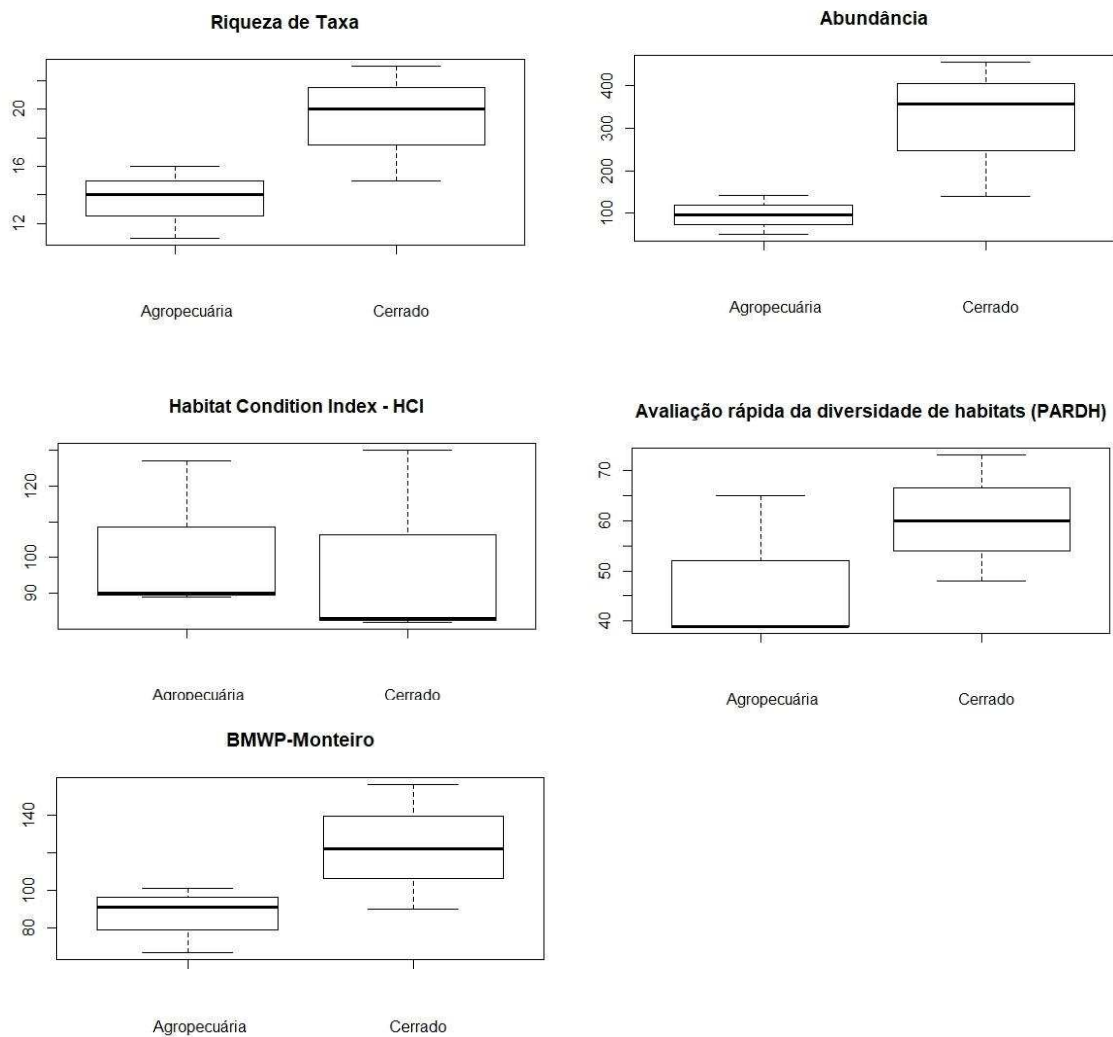


Figura 2. Gráfico de caixas representando riqueza, abundância e os protocolos de avaliação de habitat nos dois tipos de ambientes. Linha superior = valor máximo, limite superior do quadrado = 75%, linha inserida no quadrado = mediana, linha inferior do quadrado = 25%, linha inferior = valor mínimo.

A avaliação das condições físicas dos riachos e também a pontuação obtida através dos protocolos de avaliação está resumida na tabela 3. A pontuação obtida através do índice BMWP-M em ambientes afetados pela agropecuária variou entre as classificações “satisfatória” e “boa”, enquanto que a pontuação dos ambientes de cerrado variou entre “satisfatória” e “excelente” (figura 2).

Discussão

Nossos resultados mostraram que a bacia do Rio São Marcos apresenta diferentes níveis de degradação, evidenciados tanto por características físicas quanto pela comunidade de macroinvertebrados. As vegetações ripárias dos riachos avaliados apresentaram diferentes graus de impacto, provavelmente por estarem cercados por diversos tipos de atividades agropecuárias.

No bioma Cerrado, foi demonstrado não ser possível inferir que impactos ambientais devido a antropização estão influenciando a comunidade de macroinvertebrados aquáticos somente medindo parâmetros abióticos Reis *et al.* (2017). Diversos estudos relatam a importância das informações baseadas na estrutura da comunidade aquática para se avaliar a qualidade da água ou avaliação de impactos (Bonada *et al.* 2006).

Considerando o protocolo PARDH, dois pontos amostrais com uso do solo predominantemente agropecuário foram considerados impactados, possuindo zonas ripárias estreitas, margens sob efeitos de erosão e diferentes níveis de depósitos sedimentares. O protocolo HCI aponta situação semelhante. Porém o protocolo PARDH demonstrou uma melhor distinção entre os ambientes, com o cerrado com uma condições ecológicas menos impactadas. Os dados de riqueza, abundância e índice BMWP-M corroboram esse protocolo, apontando que riachos no ambiente de cerrado tem parâmetros de comunidade superiores ao ambiente de agropecuária. Em avaliações do uso de solo na região neotropical, foi apontado melhores condições ecológicas sustentam as comunidades mais diversas, enquanto os locais com problemas incipientes de sedimentação tinham comunidades menos diversas compostas por táxons tolerantes (Miserendino *et al.*, 2011). Tanto a presença de

pastagens como de plantações pode afetar a comunidade de macroinvertebrados em diferentes níveis. Steinman *et al.* (2003) analisando diferentes tipos de pastos e suas influências sobre a comunidade aquática, concluíram que há maior riqueza e diversidade em pastagens semi-nativas contra pastagens melhoradas. Genito *et al.* 2002, avaliaram que a riqueza taxonômica de Ephemeroptera e Trichoptera é menor em cursos d'água com alto percentual de uso do solo para agricultura comparado ao baixo percentual de uso. Ainda apontaram que a qualidade de habitats diminuiu à medida que o percentual de uso do solo para agricultura aumentava.

Os taxa encontrados em nosso estudo são similares a outros estudos no cerrado (Reis *et al.* 2017, Macedo *et al.* 2016, Rezende *et al.* 2012). Ainda há debate sobre quais os níveis de refinamento taxonômico para avaliações de cursos d'água utilizando macroinvertebrados bentônicos. Segundo Whitier & Van Sickle (2010) a identificação mais refinada (gênero/espécie) é mais difícil de se realizar corretamente e tem custo maior do que uma identificação mais generalista. Essas características devem ser balanceadas de acordo com o número de pontos amostrais a serem avaliados com orçamento limitado. Tomanova *et al.* (2008) apontam que identificação a nível de família pode levar a perda de informação ecológica. Por outro lado, Bailey *et al.* (2001) usando valores de tolerância a fim de calcular efeitos de poluição nos ecossistemas, reconhecem que a identificação de gênero/espécie parece não adicionar muita informação à análise.

Nossos dados representam uma primeira avaliação da qualidade ambiental da bacia do Rio São Marcos, que apresenta diferentes níveis de impactos. Apesar de haver distinção entre os ambientes para suportar a hipótese proposta, os dados apontam que a discrepância não é acentuada. As áreas estudadas são pouco urbanizadas, sendo que o uso do solo para agropecuária é formado por latifúndios, grandes extensões de terra que parecem ter efeitos impactantes reduzidos nos ecossistemas aquáticos. Uma segunda hipótese a ser testada no futuro para explicar essa observação seria que essas áreas ainda não foram totalmente aproveitadas do ponto de vista agropecuária, que resulta em mais áreas ligeiramente mais preservadas do que áreas com agropecuária totalmente desenvolvida. Na bacia do Alto Rio Paranaíba, apesar de mais urbanizada, também há predominância de pequenas propriedades rurais, que por suas condições podem levar a maiores impactos em riachos, como pisoteio das margens por gado, alterações de cursos de riachos e nascentes para captação de água (Guecker *et al.*, 2009). Assim,

recomendamos início de biomonitoramento da área, acompanhar o desenvolvimento da prática agropecuária nestas grandes propriedades e como os ambientes aquáticos irão responder a eventuais impactos.

Referências

- Bailey, R. C., Norris, R. H., & Reynoldson, T. B. (2001). Taxonomic resolution of benthic macroinvertebrate communities in bioassessments. *Journal of the North American Benthological Society*, 20(2), 280-286.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish* (Vol. 339). Washington, DC: US Environmental Protection Agency, Office of Water.
- Bonada, N.; Prat, N.; Resh, V.H. & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*. 51:495-523.
- Callisto, M., Ferreira, W. R., Moreno, P., Goulart, M., & Petrucio, M. (2002). Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 14(1), 91-98.
- Castela, J., Ferreira, V., & Graça, M. A. (2008). Evaluation of stream ecological integrity using litter decomposition and benthic invertebrates. *Environmental Pollution*, 153(2), 440-449.
- Cordero–Rivera, A., Álvarez, A. M., & Álvarez, M. (2017). Eucalypt plantations reduce the diversity of macroinvertebrates in small-forested streams. *Animal Biodiversity and Conservation*, 40(1), 87-97.
- Fernández, H., & Domínguez, E. (2001). Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos Sudamericanos. *Entomotropica*, 16(3), 219.
- Florêncio, B. A. B.; Malvino, E. S.; Pimentel, M. R. S.; Sousa, P. C.; Assuncao, W. L. (2009) Uso da água na bacia hidrográfica do Rio São Marcos - Goiás/Brasil. In: 12 Encuentro de Geógrafos de América Latina, 2009, Montevideo. 12 Encuentro de Geógrafos da América Latina.
- Froehlich, C.G. (2007) Guia *on-line*: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>

- Genito, D., Gburek, W. J., & Sharpley, A. N. (2002). Response of stream macroinvertebrates to agricultural land cover in a small watershed. *Journal of Freshwater Ecology*, 17(1), 109-119.
- Godoy, Bruno Spacek et al. (2017). Environment and spatial influences on aquatic insect communities in cerrado streams: The relative importance of conductivity, altitude, and conservation areas. *Neotropical entomology*, v. 46, n. 2, p. 151-158,
- Guecker, B., Boechat, I. G., & Giani, A. (2009). Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. *Freshwater Biology*, 54(10), 2069-2085.
- Guimarães, D. P., & Landau, E. C. (2013). Caracterização da bacia hidrográfica do Rio São Marcos. In *Embrapa Milho e Sorgo-Artigo em anais de congresso (ALICE)*. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2013, Bento Gonçalves, RS. Anais... Porto Alegre, RS: Associação Brasileira de Recursos Hídricos
- Hawkes, H. A. (1998). Origin and development of the biological monitoring working party score system. *Water Research*, 32(3), 964-968.
- Junqueira, V. M., & Campos, S. C. M. (1998). Adaptation of the "BMWP" method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 10(2), 125-135.
- Macedo, D. R., Hughes, R. M., Ferreira, W. R., Firmiano, K. R., Silva, D. R., Ligeiro, R., Callisto, M. (2016). Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. *Ecological indicators*, 64, 132-141.
- Malmqvist, B.; Rundle, S. (2002). Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*. 29: 134-153.
- Merritt, R.W. & Cummins, K.W. (1996). Ecology and distribution of aquatic insects, p.74-86. In: Merritt, R.W. & Cummins, K.W. (eds.) *An introduction to the aquatic insects of North America*. 3rd ed. Kendall-Hunt, Dubuque. 862pp.
- Miserendino, María Laura et al. (2011) Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Science of the total environment*, v. 409, n. 3, p. 612-624.

- Mugnai, R., Nessimian, J. L., & Baptista, D. F. (2010). *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos*. Technical Books Editora.
- Reis, D. F. D., Salazar, A. E., Machado, M. M. D., Couceiro, S. R. M., & Morais, P. B. D. (2017). Measurement of the ecological integrity of cerrado streams using biological metrics and the index of habitat integrity. *Insects*, 8(1), 10.
- Rezende, R., Medeiros Dos Santos, A., & Gonçalves Junior, J. F. (2012). Avaliação ambiental do Rio Pandeiros utilizando macroinvertebrados como indicadores de qualidade da água. *Ecología austral*, 22(3), 159-169.
- Ribeiro, J. F., & WALTER, B. M. T. (1998). Fitofisionomias do bioma Cerrado. *Embrapa Cerrados-Capítulo em livro científico (ALICE)*.
- Steinman, A. D., Conklin, J., Bohlen, P. J., & Uzarski, D. G. (2003). Influence of cattle grazing and pasture land use on macroinvertebrate communities in freshwater wetlands. *Wetlands*, 23(4), 877-889.
- Tomanova, S., Moya, N., & Oberdorff, T. (2008). Using macroinvertebrate biological traits for assessing biotic integrity of neotropical streams. *River research and applications*, 24(9), 1230-1239.
- Ward, V. (1998). Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation*. 83: 269-278.

ANEXOS

Anexo. Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats (PARDH)

Localização:			
Data de Coleta: ___/___/___		Hora da Coleta: _____	
Tempo (situação do dia):			
Modo de coleta (coletor):			
Tipo de Ambiente: Córrego () Rio ()			
Largura			
Profundidade:			
Temperatura da água:			
PARÂMETROS	PONTUAÇÃO		
	4 pontos	2 pontos	0 ponto
1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	Vegetação natural	Campo de pastagem/Agricultura/Monocultura/Reflorestamento	Residencial/ Comercial Industrial
2. Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	Ausente	Moderada	Acentuada
3. Alterações antrópicas	Ausente	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	alterações de origem Industrial/ urbana (fábricas, siderurgias canalização, retilização do curso do rio)
4. Cobertura vegetal no leito	parcial	total	Ausente
5. Odor da água	nenhum	Esgoto (ovo podre)	óleo/Industrial
6. Oleosidade da água	ausente	Moderada	Abundante
7. Transparência da água	transparente	turva/cor de chá-forte	opaca ou colorida
8. Odor do sedimento (fundo)	nenhum	Esgoto (ovo podre)	óleo/Industrial
9. Oleosidade do fundo	ausente	Moderado	Abundante
10. Tipo de fundo	pedras/cascalho	Lama/areia	cimento/canalizado

A., continuação

PARÂMETROS	PONTUAÇÃO			
	5 pontos	3 pontos	2 pontos	0 pontos
11. Tipos de fundo	Mais de 50% com habitats diversificados; pedregos de troncos submersos; cascalho ou outros habitats estáveis.	30 a 50% de habitats diversificados; habitats adequados para a manutenção das populações de organismos aquáticos.	10 a 30% de habitats diversificados; disponibilidade de habitats insuficiente; substratos frequentemente modificados.	Menos que 10% de habitats diversificados; ausência de habitats óbvios; substrato rochoso inatável para fixação dos organismos.
12. Extensão de rápidos	Rápidos e corredeiras bem desenvolvidas; rápidos são largos quanto o rio e com o comprimento igual ao dobro da largura do rio.	Rápidos com a largura igual à do rio, mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Trechos rápidos podem estar ausentes; rápidos não são largos quanto o rio e seu comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.
13. Frequência de rápidos	Rápidos relativamente frequentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 5 e 7.	Rápidos não frequentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 7 e 15.	Rápidos ou corredeiras ocasionais; habitats formados pelos contornos do fundo; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 15 e 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.
14. Tipos de substrato	Solixos abundantes (prevalendo em nascentes).	Solixos abundantes; cascalho comum.	Fundo formado predominantemente por cascalho; alguns solixos presentes.	Fundo pedregoso; solixos ou lamoso.
15. Deposição de lama	Entre 0 e 25% do fundo coberto por lama.	Entre 25 e 50% do fundo coberto por lama.	Entre 50 e 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.
16. Depósitos sedimentares	Menos de 5% do fundo com deposição de lama; ausência de deposição nos remansos.	Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente como aumento de cascalho, areia ou lama; 5 a 30% do fundo afetado; suave deposição nos remansos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 a 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos.
17. Alterações no canal do rio	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes; evidência de modificações há mais de 20 anos.	Alguma modificação presente nas duas margens; 40 a 80% do rio modificado.	Margens modificadas; acima de 80% do rio modificado.
18. Características do fluxo das águas	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta.	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de 25% do substrato exposto.	Lâmina d'água entre 25 e 75% do canal do rio, e/ou maior parte do substrato nos "rápidos" exposto.	Lâmina d'água escassa e presente apenas nos remansos.
19. Presença de mata ciliar	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência de deflorestamento; todas as plantas atingindo a altura "normal".	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa; deflorestamento evidente mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura "normal".	Entre 50 e 70% com vegetação ripária nativa; deflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura "normal".	Menos de 50% de mata ciliar nativa; deflorestamento muito acentuado.
20. Estabilidade das margens	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.	Moderadamente estáveis; pequenas áreas de erosão frequentes. Entre 5 e 30% da margem com erosão.	Moderadamente inatável; entre 30 e 80% da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes.	Inatável; muitas áreas com erosão; frequentes áreas descobertas nas curvas do rio; erosão óbvia entre 60 e 100% da margem.
21. Extensão de mata ciliar	Largura da vegetação ripária maior que 18 m; sem influência de atividades antrópicas (agropecuária, estradas, etc.).	Largura da vegetação ripária entre 12 e 18 m; mínima influência antrópica.	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m; influência antrópica intensa.	Largura de vegetação ripária menor que 6 m; vegetação restrita ou ausente devido à atividade antrópica.
22. Presença de plantas aquáticas	Pequenas macrófitas aquáticas e/ou musgos distribuídos pelo leito.	Macrófitas aquáticas ou algas filamentosas ou musgos distribuídas no rio, substrato com perfiton.	Algas filamentosas ou macrófitas em poucas pedras ou alguns remansos, perfiton abundante e biofilme.	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).

Anexo B. Habitat Condition Index (HCI)

HABITAT ASSESSMENT FIELD DATA SHEET—LOW GRADIENT STREAMS (FRONT)

STREAM NAME	LOCATION	
STATION # _____ RIVERMILE _____	STREAM CLASS	
LAT _____ LONG _____	RIVER BASIN	
STORET #	AGENCY	
INVESTIGATORS		
FORM COMPLETED BY	DATE _____ TIME _____ AM PM	REASON FOR SURVEY

Habitat Parameter	Condition Category			
	Optimal	Suboptimal	Marginal	Poor
1. Epifaunal Substrate/ Available Cover	Greater than 50% of substrate favorable for epifaunal colonization and fish cover; mix of snags, submerged logs, undercut banks, cobble or other stable habitat and at stage to allow full colonization potential (i.e., logs/snags that are not new fall and not transient).	30-50% mix of stable habitat; well-suited for full colonization potential; adequate habitat for maintenance of populations; presence of additional substrate in the form of newfall, but not yet prepared for colonization (may rate at high end of scale).	10-30% mix of stable habitat; habitat availability less than desirable; substrate frequently disturbed or removed.	Less than 10% stable habitat; lack of habitat is obvious; substrate unstable or lacking.
SCORE	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
2. Pool Substrate Characterization	Mixture of substrate materials, with gravel and firm sand prevalent; root mats and submerged vegetation common.	Mixture of soft sand, mud, or clay; mud may be dominant; some root mats and submerged vegetation present.	All mud or clay or sand bottom; little or no root mat; no submerged vegetation.	Hard-pan clay or bedrock; no root mat or vegetation.
SCORE	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
3. Pool Variability	Even mix of large-shallow, large-deep, small-shallow, small-deep pools present.	Majority of pools large-deep; very few shallow.	Shallow pools much more prevalent than deep pools.	Majority of pools small-shallow or pools absent.
SCORE	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
4. Sediment Deposition	Little or no enlargement of islands or point bars and less than <20% of the bottom affected by sediment deposition.	Some new increase in bar formation, mostly from gravel, sand or fine sediment; 20-50% of the bottom affected; slight deposition in pools.	Moderate deposition of new gravel, sand or fine sediment on old and new bars; 50-80% of the bottom affected; sediment deposits at obstructions, constrictions, and bends; moderate deposition of pools prevalent.	Heavy deposits of fine material, increased bar development; more than 80% of the bottom changing frequently; pools almost absent due to substantial sediment deposition.
SCORE	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
5. Channel Flow Status	Water reaches base of both lower banks, and minimal amount of channel substrate is exposed.	Water fills >75% of the available channel; or <25% of channel substrate is exposed.	Water fills 25-75% of the available channel, and/or riffle substrates are mostly exposed.	Very little water in channel and mostly present as standing pools.
SCORE	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0

Parameters to be evaluated in sampling reach

B., *continuação*

HABITAT ASSESSMENT FIELD DATA SHEET—LOW GRADIENT STREAMS (BACK)

Habitat Parameter	Condition Category																				
	Optimal					Suboptimal					Marginal					Poor					
6. Channel Alteration	Channelization or dredging absent or minimal; stream with normal pattern.					Some channelization present, usually in areas of bridge abutments; evidence of past channelization, i.e., dredging, (greater than past 20 yr) may be present, but recent channelization is not present.					Channelization may be extensive; embankments or shoring structures present on both banks; and 40 to 80% of stream reach channelized and disrupted.					Banks shored with gabion or cement; over 80% of the stream reach channelized and disrupted. Instream habitat greatly altered or removed entirely.					
SCORE	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
7. Channel Sinuosity	The bends in the stream increase the stream length 3 to 4 times longer than if it was in a straight line. (Note - channel braiding is considered normal in coastal plains and other low-lying areas. This parameter is not easily rated in these areas.)					The bends in the stream increase the stream length 1 to 2 times longer than if it was in a straight line.					The bends in the stream increase the stream length 1 to 2 times longer than if it was in a straight line.					Channel straight; waterway has been channelized for a long distance.					
SCORE	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
8. Bank Stability (score each bank)	Banks stable; evidence of erosion or bank failure absent or minimal; little potential for future problems. <5% of bank affected.					Moderately stable; infrequent, small areas of erosion mostly healed over. 5-30% of bank in reach has areas of erosion.					Moderately unstable; 30-60% of bank in reach has areas of erosion; high erosion potential during floods.					Unstable; many eroded areas; "raw" areas frequent along straight sections and bends; obvious bank sloughing; 60-100% of bank has erosional scars.					
SCORE ___ (LB)	Left Bank		10	9		8	7	6			5	4	3			2	1	0			
SCORE ___ (RB)	Right Bank		10	9		8	7	6			5	4	3			2	1	0			
9. Vegetative Protection (score each bank)	More than 90% of the streambank surfaces and immediate riparian zone covered by native vegetation, including trees, understory shrubs, or nonwoody macrophytes; vegetative disruption through grazing or mowing minimal or not evident; almost all plants allowed to grow naturally.					70-90% of the streambank surfaces covered by native vegetation, but one class of plants is not well-represented; disruption evident but not affecting full plant growth potential to any great extent; more than one-half of the potential plant stubble height remaining.					50-70% of the streambank surfaces covered by vegetation; disruption obvious; patches of bare soil or closely cropped vegetation common; less than one-half of the potential plant stubble height remaining.					Less than 50% of the streambank surfaces covered by vegetation; disruption of streambank vegetation is very high; vegetation has been removed to 5 centimeters or less in average stubble height.					
SCORE ___ (LB)	Left Bank		10	9		8	7	6			5	4	3			2	1	0			
SCORE ___ (RB)	Right Bank		10	9		8	7	6			5	4	3			2	1	0			
10. Riparian Vegetative Zone Width (score each bank riparian zone)	Width of riparian zone >18 meters; human activities (i.e., parking lots, roadbeds, clear-cuts, lawns, or crops) have not impacted zone.					Width of riparian zone 12-18 meters; human activities have impacted zone only minimally.					Width of riparian zone 6-12 meters; human activities have impacted zone a great deal.					Width of riparian zone <6 meters; little or no riparian vegetation due to human activities.					
SCORE ___ (LB)	Left Bank		10	9		8	7	6			5	4	3			2	1	0			
SCORE ___ (RB)	Right Bank		10	9		8	7	6			5	4	3			2	1	0			

Parameters to be evaluated broader than sampling reach

Total Score _____

Anexo C. Fotos dos pontos amostrados



Ponto SM1. Pontuação dos protocolos: HCI: 89; PARDH: 39 Uso do solo: Agricultura



Ponto SM2. Pontuação dos protocolos: HCI: 127; PARDH: 65 Uso do solo: Agricultura



Ponto SM3. Pontuação dos protocolos: HCI: 90; PARDH: 39 Uso do solo: Agricultura



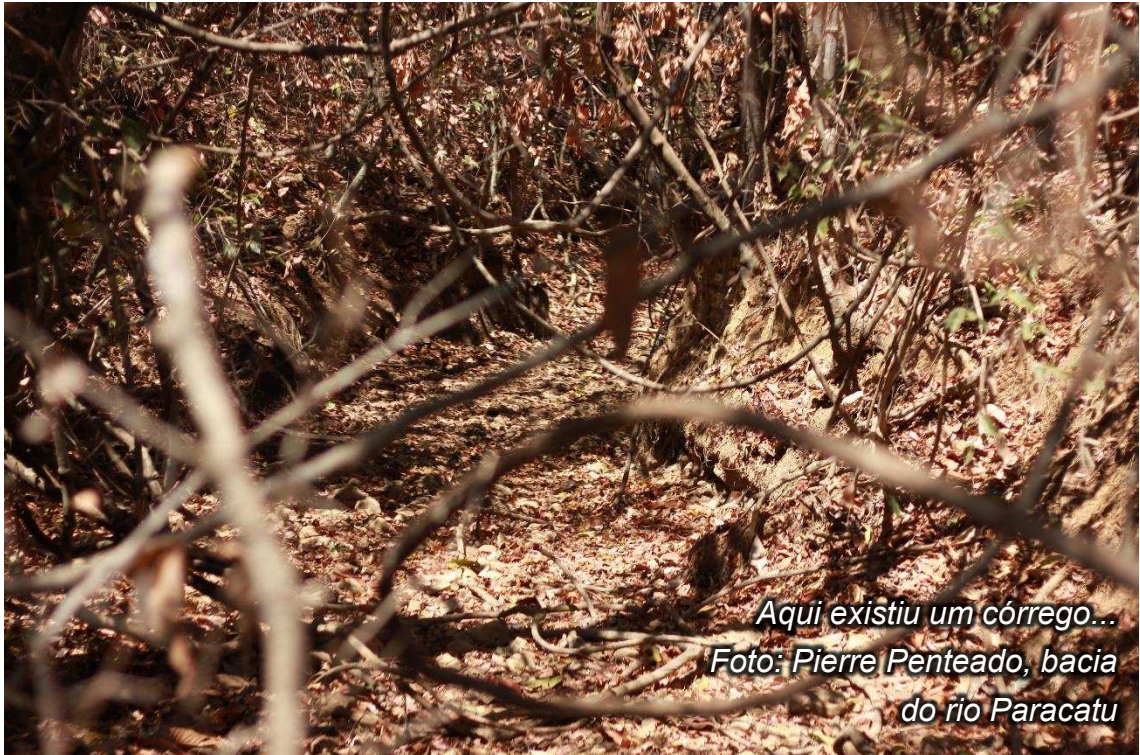
Ponto SM4. Pontuação dos protocolos: HCI: 93; PARDH: 60 Uso do solo: Cerrado



Ponto SM5. Pontuação dos protocolos: HCI: 82; PARDH: 48 Uso do solo: Cerrado



Ponto SM6. Pontuação dos protocolos: HCI: 130; PARDH: 73 Uso do solo: Cerrado



3. Contaminação por metais pesados em águas superficiais e seus efeitos na comunidade de macroinvertebrados bentônicos na bacia do Rio Paracatu

Contaminação por metais pesados em águas superficiais e seus efeitos na comunidade de macroinvertebrados bentônicos na bacia do Rio Paracatu

Pierre Rafael Penteado¹, Carla Bossu², Clésia Cristina Nascentes³, Karine Frehner¹
Kavalco, Rubens Pasa¹

2. LaGEEvo - Laboratório de Genética Ecológica e Evolutiva - Universidade Federal de Viçosa – Campus Rio Paranaíba
3. Instituto de Ciências Exatas – Universidade Federal de Viçosa – Campus Rio Paranaíba
4. Departamento de Química – Universidade Federal de Minas Gerais

Resumo

A mineração ocupa um espaço de destaque quando o assunto é impacto ambiental, já que uma ampla variedade de minérios resulta em diferentes tipos de perturbação, seja no solo, ar ou água. Um desses casos ocorre na bacia do Rio Paracatu, que acumula várias alegações e alguns estudos apontando a contaminações de arsênio ao longo dos anos. De 7 pontos amostrais analisados, 4 apresentaram contaminação por metais. Do total de 13 metais pesados quantificados, apenas 4 (cobre, ferro, alumínio e arsênio) apresentaram valores acima do permitido para a legislação.

O Rio Santa Rita, o único com contaminação por arsênio, apresenta uma comunidade de macroinvertebrados bentônicos bastante alterada, em comparação com outros pontos próximos. Em nossos testes, apenas o arsênio apresentou uma correlação negativa com a riqueza de taxa, não havendo um efeito aparente sobre a abundância. Entretanto, como os metais continuam disponíveis na água e os efeitos da exposição à longo prazo são indefinidos, recomendamos biomonitoramento intenso ao longo da bacia.

Introdução

As origens da degradação ambiental são diversas, e dentre elas, uma das mais importantes é a mineração e o processamento de minérios de metais. Para esta atividade, é necessária a remoção de rochas do solo. Em geral, depósitos até 100m de profundidade da superfície são extraídos de minas à céu aberto (Dudka & Adriano, 1997). Guerra et al., (2017) constatam que resíduos da mineração são particularmente preocupantes. Essa apreensão se elevou ainda mais após a catástrofe ambiental na cidade de Mariana, quando a ruptura de uma barragem de rejeitos liberou bilhões de toneladas de material tóxico no Rio Doce. A poluição se alastrou por mais de 500 quilômetros até chegar ao mar.

Uma preocupação comum relativa à atividade de mineração é a presença do elemento arsênio, já que sua forma inorgânica é classificada como cancerígeno humano (USEPA, 2001). Minérios contendo ouro em todo o mundo contêm quantidades variáveis de sulfetos e compostos de arsênio que interferem na extração eficiente do valioso metal, usando a tecnologia atual de cianetação. O arsênio ocorre em muitos tipos de depósitos, principalmente como arsenopirita (FeAsS) (Eisler, 2004). No Brasil, existem há relatos de contaminação ambiental e humana por arsênio (Bidone et al., 2018; Matschullat et al., 2000).

Além de impactos ambientais resultantes da urbanização e atividade agropecuária, a bacia do Rio Paracatu também abriga a maior mina de ouro a céu aberto em operação atualmente, a mina Morro do Ouro. A exploração da mina é feita pela Kinross Company, e possui uma produção considerada entre média e baixa (Bidone et al., 2018).

Após vários questionamentos da população do município em relação à possível contaminação, o CETEM (Centro de Tecnologia Mineral) coordenou uma “Avaliação da Contaminação Ambiental por As e Estudo Epidemiológico da Exposição Ambiental Associada em Populações Humanas de Paracatu-MG”. Os estudos iniciaram em 2011 e em seu relatório final, apresentado em 2013, concluiu-se que há uma baixa exposição ambiental da população em Paracatu ao As. Entretanto, em decorrência de valores de concentração de As acima do permitido pelo CONAMA (2005) em alguns pontos, os autores ressaltaram a necessidade de novos estudos (CETEM, 2013). Adicionalmente, os resultados da avaliação ecotoxicológica em solo e água não mostraram um efeito agudo, mas um efeito crônico nas águas superficiais testadas (Egler et al., 2014).

O monitoramento biológico tem sido aplicado com sucesso para avaliar a integridade ecológica de uma ampla gama de ecossistemas aquáticos. O biomonitoramento é efetivo porque organismos aquáticos são indicadores cumulativos das condições ambientais gerais, respondendo não apenas a poluentes, mas também em mudanças de fluxo de água e condições físicas das bacias hidrográficas, que são difíceis de avaliar com ferramentas tradicionais de monitoramento químico e toxicológico (Bonada et al., 2006).

Macroinvertebrados bentônicos são excelentes indicadores porque são cosmopolitas, abundantes, taxonomicamente diversos, e sensíveis a vários tipos de degradação ambiental, respondendo diferentemente a um amplo espectro de níveis e tipos de poluição já mencionados anteriormente. Esses organismos desempenham importantes funções na manutenção de processos ecológicos em riachos, incluindo: participação na degradação da matéria que se acumula no substrato dos cursos d'água; tem papel fundamental nas teias tróficas aquáticas; se relacionam com a ciclagem de nutrientes, liberando os que estão estocados no substrato para a coluna d'água através de bioturbação (Wallace & Webster, 1996). Poucos estudos associam análises químicas e biológicas para avaliar o status da qualidade da água e o efeito dos produtos químicos na diversidade fluvial, de modo que uma abordagem multidisciplinar é fortemente recomendada (Ricciardi et al, 2009).

Considerando este histórico da bacia do Rio Paracatu, nosso objetivo neste trabalho foi mensurar a presença de metais pesados em águas superficiais e suas implicações na qualidade da água, bem como possíveis respostas da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Nossa hipótese é de que a presença de metais pesados afeta negativamente a riqueza e abundância dos organismos.

Material e Métodos

Seleção dos pontos

A seleção dos pontos amostrais foi realizada com critério de abranger os principais cursos d'água à jusante do município de Paracatu à jusante do município de Vazante, que abrigam atividades mineradoras. Assim, 7 pontos amostrais foram selecionados e a coleta aconteceu durante o mês de setembro de 2017, durante a estação seca.

Coleta de macroinvertebrados

Em cada um dos pontos amostrais, todos os habitats disponíveis ao longo de 100 metros foram amostrados através do uso de rede-D (30 cm de largura, malha de 500 μ), com 20 chutes por habitat, com amostragem resultante de aproximadamente de 3,1m² de habitat. Os diferentes tipos de substrato amostrados foram: substrato rochoso, comumente encontrado em corredeiras; detritos, como troncos e outros materiais lenhosos submersos há um longo período; vegetações submersa em barrancos; macrófitas submersas e areia e outros sedimentos finos (Barbour *et al.*, 1999).

As amostras foram fixadas em campo com 10% formalina e levadas ao laboratório de Genética Ecológicas e Evolutiva (LaGEEvo) em embalagens plásticas individuais. No laboratório, as amostras foram lavadas, triadas e todos os indivíduos foram identificados (maioria até família) com o auxílio de chaves taxonômicas (Fernández & Domínguez, 2001, Froehlich *et al.* 2007, Merritt *et al.* 2008, Mugnai *et al.* 2010). As fotos dos pontos amostrais estão no ANEXO B.

Caracterização e avaliação do habitat físico

Nós avaliamos a qualidade do habitat (HCI: habitat condition index) através do procedimento de avaliação de riachos de baixo gradiente de Barbour *et al.* (1999) (ANEXO A). O método avalia 10 características do canal do riacho, de 0 a 20 (anexo A). Uma pontuação de 200 pontos indica a melhor condição possível. A função deste índice é avaliar a habilidade do habitat físico do rio suportar determinada fauna, sendo assim uma medida da heterogeneidade espacial do riacho (Castela *et al.*, 2008). A adaptação do índice BMWP por Monteiro *et al.* (2008) foi usada para avaliar a qualidade da água dos pontos amostrais.

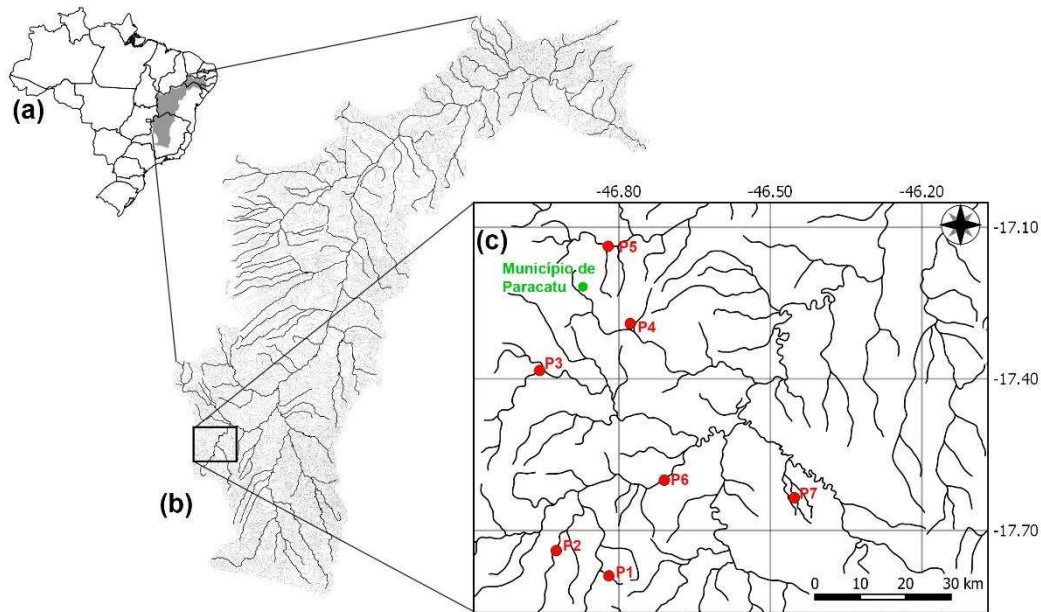


Figura 1. a) Mapa do Brasil. b) Bacia do Rio São Francisco e sua localização no Brasil. c) Pontos de coleta (vermelho) na bacia do Rio Paracatu, recorte da bacia do Rio São Francisco. Ponto verde, município de Paracatu.

Reagentes e materiais

Todas as soluções foram preparadas usando água ultra-pura deionizada obtida de um sistema de purificação de água Milli-Q (Millipore, USA) e foram armazenadas em frascos de polipropileno de alta densidade (Nalgene, USA). Garrafas plásticas e vidrarias foram limpas em HNO_3 (v/v) por no mínimo 24 horas, em seguida sendo lavadas em água deionizada antes do uso. Soluções analíticas de referência de Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn, As, Li, Al, Ca, Se, Sr, Ba foram preparadas através de diluições sucessivas de estoque contendo 1000 mg L^{-1} (Sigma–Aldrich, Germany). As curvas analíticas de calibração para o total de Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn, As, Li, Al, Ca, Se, Sr, Ba foram obtidas usando soluções de referência com concentrações entre 1.0 and $75.0 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ em HNO_3 1% v/v.

Amostras e instrumentação

Duas amostras foram coletadas em cada ponto amostral, que em seguida foram filtradas, acidificadas com $0,5 \text{ ml}$ de ácido nítrico por 100 ml de amostras para chegar ao $\text{pH} < 2$ (EN ISO 11885, 2009) e diluídas 10 vezes para as análises. Determinações nas amostras de água foram realizadas através da técnica de espectrometria de massa por plasma acoplado indutivamente (ICP-MS), operado em modo único,

usando gás hélio. Este método provê um método efetivo para remover interferências poliatômicas, independente do analito ou da composição da matrix (Agilent Technologies, USA) para Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn, As, Li, Al, Ca, Se, Sr, Ba. A acurácia do método foi verificada pela determinação dos elementos em materiais certificados de referência, e então as melhores condições para os isótopos ^{52}Cr , ^{63}Cu , ^{55}Mn , ^{56}Fe , ^{60}Ni , ^{208}Pb , ^{66}Zn , ^{75}As , ^{27}Al , ^{44}Ca , ^{82}Se , ^{88}Sr e ^{137}Ba usando gás hélio e ^7Li no modo sem gás foram escolhidas e adotadas para as amostras.

Análises estatísticas

Para avaliar como características físico-químicas e metais pesados se relacionam com a comunidade dos pontos amostrais, foi empregada a Análise de Correspondência Canônica. Análise de regressão linear foi realizada para testar possíveis efeitos dos metais pesados na riqueza, abundância e diversidade dos macroinvertebrados bentônicos. As análises foram realizadas no software Past 3.0 (Hammer, et al., 2013)

Resultados

Foram coletados 2237 indivíduos, distribuídos em 43 famílias e 3 outros taxa. A abundância relativa dos grupos taxonômicos ao nível de ordem revelou que coleópteros foram os mais comuns na área estudada, estando ausentes apenas do P5, e sendo a ordem dominante em P1 e P3. Diptera foi a ordem dominante em P2 e P7. Gastropoda foi o táxon dominante em P6 e P5, sendo que este último ponto amostral possui adicionalmente apenas organismos de Simuliidae e Oligochaeta. O táxon mais abundante no ponto 4 foi Trichoptera, seguido de Ephemeroptera e Coleoptera. Os únicos taxa presentes em todos os pontos, exceto P5, são Elmidae e Libellulidae (Tabela 1).

Tabela 1. Dados da comunidade, avaliação do habitat físico e BMWP.

Taxa	Ribeirão	Córrego	Ribeirão	Córrego	Rio Santa	Rio Escuro	Córrego dos
	Arrenegado	Claro	Jambeiro	Rico	Rita		Poções
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6	Ponto 7
Hydroptilidae	2	1	8	1	0	0	11
Helicopsychidae	7	0	0	6	0	0	0
Philopotamidae	0	6	0	10	0	0	0
Leptoceridae	3	0	2	3	0	0	0
Hydropsychidae	0	0	2	6	0	0	0
Odontoceridae	0	0	2	7	0	0	1
Hydrobiosidae	0	0	0	1	0	0	0
Polycentropodidae	4	0	1	62	0	0	0
Leptohyphidae	7	6	3	34	0	1	0
Baetidae	14	2	49	0	0	1	4
Leptophlebiidae	11	0	31	27	0	0	0
Caenidae	0	0	0	25	0	0	0
Perlidae	0	1	0	1	0	0	0
Gomphidae	42	8	7	59	0	0	0
Cordullidae	2	0	8	0	0	0	4
Libellulidae	5	2	4	4	0	2	2
Calopterigidae	2	2	0	6	0	0	1
Perlestedidae	0	3	0	0	0	0	1
Coenagrionidae	1	0	13	9	0	0	0
Aeshnidae	0	0	0	0	0	0	4
Elmidae	391	74	177	58	0	15	7
Girinidae	0	0	2	1	0	0	0
Psephenidae	21	2	0	13	0	0	0
Notonectidae	6	3	4	1	0	0	0
Gerridae	0	1	0	6	0	0	0
Belostomatidae	0	0	0	0	0	3	0
Naucoridae	17	22	21	21	0	4	5
Mesoveliidae	0	0	1	2	0	0	0
Veliidae	0	3	13	3	0	0	0
Pylalidae	0	0	0	0	0	0	2
Simuliidae	5	0	3	0	7	2	0
Chironomidae	150	86	71	0	0	12	14
Ceratopogonidae	9	16	15	0	0	4	15
Culicidae	0	0	0	0	0	0	5
Chaoboridae	1	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	0	0	7	0	0	0	0
Hydrachnidia	0	3	0	0	0	1	0
Mycetopodidae	0	0	0	0	0	87	0
Hydrobiidae	0	0	0	0	0	78	0
Thiaridae	0	0	0	0	0	1	0
Physidae	10	0	0	0	4	0	0
Planorbidae	0	0	0	0	10	0	0
Oligochaeta	15	0	0	3	4	34	0
Hirudinea	50	0	0	0	0	0	0
Ostracoda	0	30	4	7	0	5	12
Atyidae	0	0	0	0	0	0	4
Abundância	775	271	448	376	25	250	92
Riqueza	23	19	23	26	4	15	16
H'	1.796	2.012	2.139	2.609	1.309	1.724	2.554
Pielou J	0.5729	0.6834	0.6823	0.8008	0.9445	0.6367	0.9015
BMWP-Monteiro	124	97	221	138	21	71	88
HCI	91	84	128	119	85	117	119

De acordo com o índice BMWP-Monteiro, a classificação dos pontos amostrais variou desde “ruim” à “excelente”, sendo o score mais alto do P3, e o mais baixo P5. Em relação ao HCl, os pontos amostrais somaram desde 84 a 128 (de um total possível de 200) (Tabela 1).

As Medidas físico-química das águas dos pontos estão resumidas na Tabela 2.

Tabela 2. Dados físico-químicos dos pontos amostrais.

	P1	P2	P4	P5	P6	P7	Média	Mín	Max
Oxigênio Dissolvido (mg/l)	4.25	4.7	7.84	4.2	8.77	4.45	5.70	4.2	8.77
pH	6.7	6.7	6.5	6.6	6.77	7	6.71	6.5	7
Temperatura(°C)	22.5	23	20	22.7	24.7	22.7	22.60	20	24.7
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$)	32	16	276	440	50	54	144.66	16	440
Sólidos totais dissolvidos (ppm)	59	80	138	220	25	20	90.33	20	220
Salinidade (PSU)	0.03	0.05	0.13	0.21	0.02	0.07	0.085	0.02	0.21

Do 13 elementos analisados, Cu, Fe, As e Al foram encontrados em concentrações acima do permitido pelo CONAMA. As correlações entre esses 4 elementos e descritores da comunidade estão representas na Figura 2. P1 possui concentrações elevadas de Fe e Al. Já P4 e P6 não registraram nenhum valor acima do permitido pela legislação brasileira. Amostras do P3 não puderam ser lidas com confiabilidade e, desse modo, foram omitidas e excluídas das análises relacionadas (Tabela 3).

Tabela 3. Concentrações de todos os metais analisados em águas superficiais dos pontos amostrados. Média (mg L^{-1}) e desvio padrão; < LOD: Abaixo do limite de

detecção; Valores em negrito estão acima do permitido pela legislação vigente (CONAMA, 2005).

	P1	P2	P4	P5	P6	P7	Valor Máximo CONAMA mg L ⁻¹
Cr	0.002 ± 0.0001	< LOD	< LOD	0.002 ± 0.0003	< LOD	0,0011 ± 0.0001	0,05
Cu	0.004 ± 0.0006	0.004 ± 0.0008	0.0012 ± 0.00024	0.0011 ± 0.00006	< LOD	0.021 ± 0.005	0,009
Mn	0.073 ± 0.012	0.026 ± 0.005	0,021 ± 0.003	0.014 ± 0.003	0,0083 ± 0.002	0.007 ± 0.0006	0,1
Fe	2.297 ± 0.403	1.151 ± 0.043	0.260 ± 0.003	0.232 ± 0.025	0.125 ± 0.015	0.124 ± 0.021	0,3
Ni	0.003 ± 0.0008	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,025
Pb	0.003 ± 0.0007	0.003 ± 0.00058	0.0025±0,0006	0.001 ± 0.00019	0.0022 ± 0.0003	0.0029 ± 0.0003	0,01
Zn	0.078 ± 0.012	0.044 ± 0.003	0.033 ± 0.001	0.012 ± 0.001	0.023 ± 0.004	0.028 ± 0.005	0,18
As	< LOD	< LOD	< LOD	0.021 ± 0.0009	< LOD	< LOD	0,01
Li	0.0025 ± 0,0004	0.0014 ± 0,00004	0.002 ± 0.0001	0.0012 ± 0,00011	< LOD	< LOD	2,5
Al	0.228 ± 0.034	0.075 ± 0.016	0.041 ± 0.007	0.020 ± 0.0014	0.037 ± 0.005	0.072 ± 0,0003	0,1
Ca	12.31 ± 1.54	4.98 ± 0.038	8.47 ± 0.325	12.25 ± 1.56	1.42 ± 0.088	0.130 ± 0.017	-
Se	< LOD	0.0024 ± 0.00001	0.004 ± 0.0005	0.0021 ± 0.00045	< LOD	0.004 ± 0.00055	0,01
Sr	0.026 ± 0.003	0.018 ± 0.00052	0.015 ± 0.0008	0.070 ± 0.005	0.008 ± 0.001	< LOD	-
Ba	0.041 ± 0.009	0.018 ± 0.002	0.045 ± 0.002	0.047 ± 0.007	0.008 ± 0.002	0.007 ± 0.001	0,7

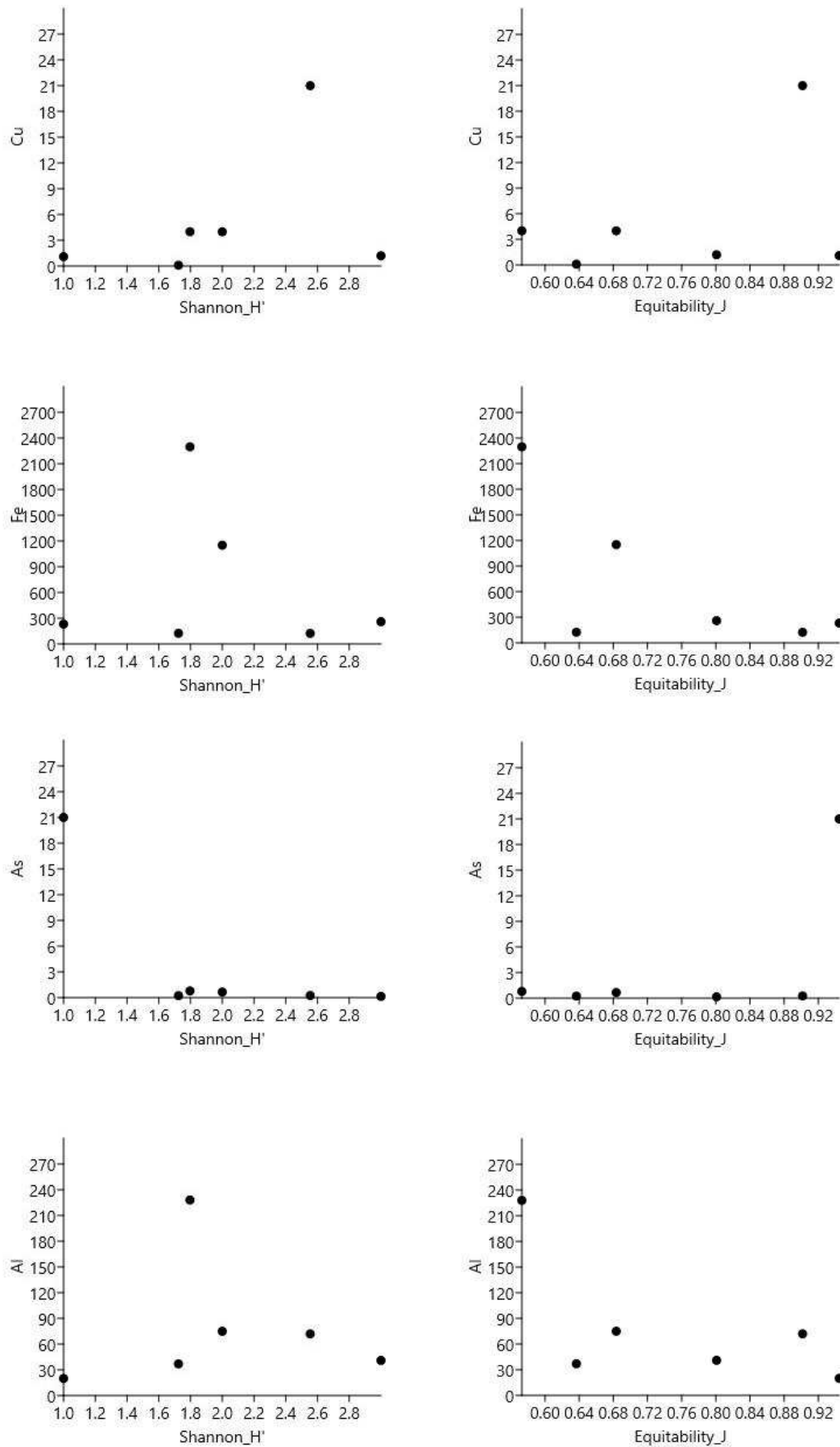


Figura 2. Correlações entre metais contaminantes nos pontos amostrais (Cobre, Ferro, Arsênio e Alumínio) e descritores da comunidade: riqueza, abundância, índice de Shannon e índice J de Pielou nos pontos amostrais.

O gráfico da CCA revelou relações moderadas entre a abundância dos taxa e as variáveis ambientais medidas. Os primeiros dois eixos canônicos contabilizam acima de 60% da variação do conjunto de dados. Ao longo do eixo 1 é mostrada uma acentuada relação entre a concentração de As abundância dos taxa, com os valores extremos representados pelo P5. Também altos valores de condutividade, STD e salinidade ao longo deste eixo aparecem relacionados com únicas 3 famílias encontradas nesse mesmo ponto amostral. As variações pH, OD e concentração de Cu representadas ao longo do eixo 2 (Figura 3).

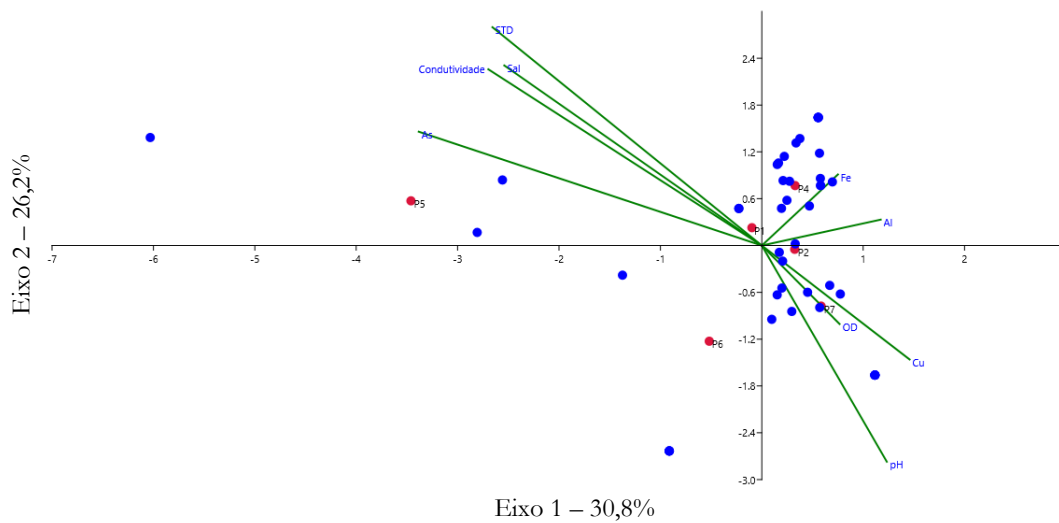


Figura 3. Diagrama de Análise de Correspondência Canônica.

Discussão

Os pontos amostrais examinados em nosso trabalho mostraram ambientes bastante distintos abrangendo 3 categorias de análise: protocolo de avaliação de habitats, qualidade da água avaliada através do BMWP-Monteiro e quantificação de metais pesados em águas superficiais. Nossos dados demonstram graus de impactos diversos ao longo da bacia do Rio Paracatu.

Dois corpos d'água estão associados diretamente à zona urbana de Paracatu: Rio Santa Rita (P5) e Córrego Rico (P4). Ambos estão a apenas 17km do centro urbano, mas as diferenças encontradas na análise se mostram bastante acentuadas. Enquanto Córrego Rico registrou o maior valor no índice BMWP-Monteiro dentre todos os pontos, o Rio Santa Rita recebeu menor. Estes dados apontam para impactos antrópicos de diferentes origens e intensidade, o que é justificado por se encontrarem em sub-bacias: P4 está à sudeste do município de Paracatu, enquanto P5 ao norte do mesmo, à jusante da Mina do Ouro (Figura 1). Considerando que apenas o ponto amostral mais próximo da Mina do Ouro registrou concentrações de arsênio acima do normal, concluímos que há uma contaminação por esse elemento nesse corpo d'água.

A concentração de arsênio nas águas superficiais do Rio Santa Rita, está acima do dobro permitido pelo CONAMA. Na análise da comunidade observamos que espécies de taxa sensíveis estão ausentes, ao passo em que espécies mais resistentes à contaminação foram encontrados. Apenas 4 taxa com poucos indivíduos foram encontrados, sugerindo um efeito negativo do arsênio na diversidade de macroinvertebrados bentônicos representada pelo índice de Shannon ($r=-0,83$, $p<.05$). Em organismos aquáticos de água doce, os efeitos negativos do arsênio registrados em bioensaios são diversos. Para *Daphnia pulex* (Cladocera), LC50 em 96h (1.3 mg/L) (USEPA, 1985). Para *Pteronarcys californica* (Plecoptera) na concentração 38.0 mg/L, 50% mortos em 96h. (Johnson & Finley, 1980). Entretanto, para *Helisoma campanulata* (Planorbidae), na concentração 0.96 mg/L, somente 10% mortos ao longo de 28 dias (Spehar et. al, 1980). Estes dados corroboram nossos resultados, com o arsênio tendo um efeito negativo sobre a diversidade dos pontos amostrados.

Apesar do Rio Santa Rita ser considerado impactado de acordo com protocolo HCI, sua condição é peculiar. O oxigênio dissolvido está abaixo das condições ideais (4,2 ppm), o que pode levar à dominância de grupos adaptados a essas condições, como os gastrópodes pulmonados, oligoquetos e quironomídeos. Entretanto, Chironomidae a é extremamente resistente à condições de hipóxia (Connolly, et al., 2004) e não é encontrada neste ponto. Por outro lado, o Córrego Claro, com uma avaliação do HCI semelhante, apresenta uma riqueza quase quatro vezes maior e com uma abundância dez vezes maior. Considerando que as informações do protocolo HCI não bastam para explicar as diferenças entre essas comunidades, contaminantes ou condições físico-químicas da água devem desempenhar um papel principal.

De acordo com o CONAMA, a salinidade acima do permitido (0,5%) é encontrada no Córrego Rico (P4), Rio Santa Rita (P5), e Córrego Poções (P7). Kefford (2003) compila vários estudos ao redor do mundo sobre tolerância à salinidade, como mostram os exemplos a seguir. Ephemeroptera, registra valores de concentração letal (LC50%) ao longo de 96h que variam desde 1.0 a 20 ms/cm, com diversas fontes de sais. Por sua vez, Odonata com LC50% em 96h com tolerância entre 20-21 ms/cm. E por outro lado temos Oligochaeta, grupo conhecido por resistir em ambientes antropizados, que registra tolerância de apenas 9.9-12 ms/cm, LC50% em 96h. É importante salientar que a presença de espécies numa dada salinidade não necessariamente indica que ela consegue completar seu ciclo de vida nessa salinidade (Kefford, 2004). Desse modo, o papel da salinidade da água sobre a comunidade bentônica nesses pontos amostrais não deve ser menosprezado.

Concentrações elevadas de cobre só foram encontradas na água do P7. Apesar da contaminação da água não aplicar efeitos facilmente observáveis na comunidade aquática, metais pesados disponíveis no ambiente podem levar a bioacumulação. Kiffney & Clements (1993), ao estudar o Rio Arkansas (EUA), reportaram bioacumulação de cádmio e cobre em *Baetis* sp. (Ephemeroptera) e Zn e cobre em *Arctopsyche grandis* (Trichoptera), organismos com papéis fundamentais na base da teia alimentar (*Baetis* sp., coletor, raspador; *A. grandis*, coletor-filtrador). Em relação ao P7, observamos uma baixa abundância e uma riqueza considerável de taxa, entretanto nossos dados não suportam a hipótese de um efeito negativo de Cu na comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Assim como o Córrego dos Poções, O Ribeirão Arrenegado (P1) e Córrego Claro (P2) estão localizados no município de Vazante. O primeira apresenta contaminação por ferro e alumínio, enquanto o segundo está contaminado somente por ferro. Existe atividade mineradora nessa região, para extração de zinco. Apesar de nosso estudo não detectar presença especificamente desse metal, há registros de contaminação de solos por zinco na região (Borges et al, 2008).

O ferro parece ter um efeito positivo sobre a abundância de Elmidae e Chironomidae, ou pode indicar que estas taxa são tolerantes à contaminação por este elemento. Numa avaliação sobre a influência de ferro dissolvido e nitrato sobre a estrutura da comunidade de Coleoptera, *Stenelmis canaliculata* (Elmidae) se destacou devido a sua tolerância a altos níveis de ferro dissolvido. Os autores também salientam que 3 espécies de besouros foram encontrados exclusivamente em locais com alta concentrações de ferro, que além de indicar que são espécies tolerantes, também são oportunistas, ocupando o local de outras espécies menos tolerantes não encontradas nestes locais (Fernández-Díaz, et al., 2008). Desse modo, nossos dados indicam que a contaminação por ferro pode levar a diminuição da equabilidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Em conclusão, nossos dados mostram 4 diferentes metais pesados contaminante 4 de 7 pontos amostrados. O local contaminado por arsênio é o único nessas condições, e também o mais próximo da provável fonte de liberação deste elemento. Os dados sugerem que essa contaminação está relacionada com uma redução da diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Além disso, há o risco de bioacumulação dos metais pesados pelos organismos aquáticos, com efeitos perigosos como a biomagnificação que ser avaliados no futuro.

Referências

- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish (Vol. 339). Washington, DC: US Environmental Protection Agency, Office of Water.
- Bidone, E., Cesar, R., Santos, M. C., Sierpe, R., Silva-Filho, E. V., Kutter, V., ... & Castilhos, Z. (2018). Mass balance of arsenic fluxes in rivers impacted by gold mining activities in Paracatu (Minas Gerais State, Brazil). *Environmental Science and Pollution Research*, 25(9), 9085-9100.
- Bonada, N.; Prat, N.; Resh, V.H. & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*. 51:495-523
- Borges Júnior, M., Mello, J. W. V. D., Schaefer, C. E. G., Dussin, T. M., & Abrahão, W. A. P. (2008). Establishing local reference values and determining contamination of zinc in soils of Vazante-MG. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32(SPE), 2883-2893.
- Castela, J., Ferreira, V., & Graça, M. A. (2008). Evaluation of stream ecological integrity using litter decomposition and benthic invertebrates. *Environmental Pollution*, 153(2), 440-449.
- CETEM, (2013). Relatório final“avaliação da contaminação ambiental por arsênio e estudo epidemiológico da exposição ambiental associada em população humana de Paracatu-MG”. Retrieved from http://www.kinross.com.br/wp-content/uploads/2018/03/RELATORIO-PARACATU-FINAL_CETEM.pdf
- CONAMA. (2005). Resolução No. 357, de 17 de março de 2005. Retrieved from <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>

- Connolly, N. M., Crossland, M. R., & Pearson, R. G. (2004). Effect of low dissolved oxygen on survival, emergence, and drift of tropical stream macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 23(2), 251-270.
- Cummins, Kenneth W., Richard W. Merritt, and Priscila CN Andrade. "The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil." *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40.1 (2005): 69-89.
- Dudka, S., & Adriano, D. C. (1997). Environmental impacts of metal ore mining and processing: a review. *Journal of environmental quality*, 26(3), 590-602.
- Egler, S., Zacaron, R., Pinheiro, B., Castilhos, Z. C., & Bidone, E. D. (2014, April). Ecotoxicological assessment of arsenic contaminated soil and freshwater from Paracatu, Minas Gerais, Brazil. In *One Century of the Discovery of Arsenicosis in Latin America (1914-2014) As2014: Proceedings of the 5th International Congress on Arsenic in the Environment*, May 11-16, 2014, Buenos Aires, Argentina (p. 399). CRC Press.
- Eisler, R. (2004). Arsenic hazards to humans, plants, and animals from gold mining. In *Reviews of environmental contamination and toxicology* (pp. 133-165). Springer, New York, NY.
- EN ISO 11885. (2009). Water Quality-Determination of selected elements by inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES).
- Fernández, H., & Domínguez, E. (2001). Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos Sudamericanos. *Entomotropica*, 16(3), 219.
- Fernández-Díaz, M., Benetti, C. J., & Garrido, J. (2008). Influence of iron and nitrate concentration in water on aquatic Coleoptera community structure: Application to the Avia River (Ourense, NW. Spain). *limnetica*, 27(2), 285-298.
- Froehlich, C.G. (2007) Guia *on-line*: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>

- Guerra, M. B. B., Teaney, B. T., Mount, B. J., Asunskis, D. J., Jordan, B. T., Barker, R. J., ... & Schaefer, C. E. G. (2017). Post-catastrophe Analysis of the Fundão tailings dam failure in the Doce River system, Southeast Brazil: Potentially toxic elements in affected soils. *Water, Air, & Soil Pollution*, 228(7), 252.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2013). PAST: paleontological statistics. Version 3.0. National History Museum, University of Oslo.
- Johnson WW, Finley MT (1980) Handbook of Acute Toxicity of Chemicals to Fish and Aquatic Invertebrates. Resource Publ 137. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- Kefford Ben J., Papas Phil J. Nugegoda Dayanthi (2003) Relative salinity tolerance of macroinvertebrates from the Barwon River, Victoria, Australia. *Marine and Freshwater Research* 54, 755-765.
- Kefford, B. J., Dalton, A., Palmer, C. G., & Nugegoda, D. (2004). The salinity tolerance of eggs and hatchlings of selected aquatic macroinvertebrates in south-east Australia and South Africa. *Hydrobiologia*, 517(1-3), 179-192.
- Kiffney, P. M., & Clements, W. H. (1993). Bioaccumulation of heavy metals by benthic invertebrates at the Arkansas River, Colorado. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12(8), 1507-1517.
- Matschullat, J., Borba, R. P., Deschamps, E., Figueiredo, B. R., Gabrio, T., & Schwenk, M. (2000). Human and environmental contamination in the Iron Quadrangle, Brazil. *Applied Geochemistry*, 15(2), 181-190.
- Merritt, R. W., Cummins, K. W., & Berg, M. B. (2008). An introduction to the aquatic insects of North America, 4th edn. Kendall.
- Monteiro, T. R.; Oliveira, L. G. & Godoy, B. S. 2008. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP à bacia do rio Meia Ponte-GO. *Oecologia Brasiliensis* 12(3):553-563.

- Mugnai, R., Nessimian, J. L., & Baptista, D. F. (2010). Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos. Technical Books Editora.
- Ricciardi, F., Bonnineau, C., Faggiano, L., Geiszinger, A., Guasch, H., Lopez-Doval, J. & Sabater, S. (2009). Is chemical contamination linked to the diversity of biological communities in rivers?. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 28(5), 592-602.
- Spehar RL, Fiandt JT, Anderson RL, DeFoe DL (1980) Comparative toxicity of arsenic compounds and their accumulation in invertebrates and fish. *Arch Environ Contam Toxicol* 9:53–63.
- Tomanova, Sylvie, Nabor Moya, and Thierry Oberdorff. "Using macroinvertebrate biological traits for assessing biotic integrity of neotropical streams." *River research and applications* 24.9 (2008): 1230-1239.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) (1985) Ambient water quality criteria for arsenic—1984. Report 440/5-84-033. EPA, Washington, DC.
- U.S. Public Health Service (USPHS) (2000) Toxicological profile for arsenic (update). Draft for public comment. Agency Toxic Substances Diseases Registry. USPHS, Washington, DC.
- Wallace, J. B., & Webster, J. R. (1996). The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual review of entomology*, 41(1), 115-139.

Anexo A

Habitat Condition Index (HCI)

HABITAT ASSESSMENT FIELD DATA SHEET—LOW GRADIENT STREAMS (FRONT)

STREAM NAME		LOCATION	
STATION # _____ RIVERMILE _____		STREAM CLASS	
LAT _____ LONG _____		RIVER BASIN	
STORET #		AGENCY	
INVESTIGATORS			
FORM COMPLETED BY		DATE _____ TIME _____ AM PM	REASON FOR SURVEY

Habitat Parameter	Condition Category			
	Optimal	Suboptimal	Marginal	Poor
1. Epifaunal Substrate/ Available Cover	Greater than 50% of substrate favorable for epifaunal colonization and fish cover; mix of snags, submerged logs, undercut banks, cobble or other stable habitat and at stage to allow full colonization potential (i.e., logs/snags that are not new fall and not transient).	30-50% mix of stable habitat; well-suited for full colonization potential; adequate habitat for maintenance of populations; presence of additional substrate in the form of newfall, but not yet prepared for colonization (may rate at high end of scale).	10-30% mix of stable habitat; habitat availability less than desirable; substrate frequently disturbed or removed.	Less than 10% stable habitat; lack of habitat is obvious; substrate unstable or lacking.
SCORE	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
2. Pool Substrate Characterization	Mixture of substrate materials, with gravel and firm sand prevalent; root mats and submerged vegetation common.	Mixture of soft sand, mud, or clay; mud may be dominant; some root mats and submerged vegetation present.	All mud or clay or sand bottom; little or no root mat; no submerged vegetation.	Hard-pan clay or bedrock; no root mat or vegetation.
SCORE	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
3. Pool Variability	Even mix of large-shallow, large-deep, small-shallow, small-deep pools present.	Majority of pools large-deep; very few shallow.	Shallow pools much more prevalent than deep pools.	Majority of pools small-shallow or pools absent.
SCORE	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
4. Sediment Deposition	Little or no enlargement of islands or point bars and less than <20% of the bottom affected by sediment deposition.	Some new increase in bar formation, mostly from gravel, sand or fine sediment; 20-50% of the bottom affected; slight deposition in pools.	Moderate deposition of new gravel, sand or fine sediment on old and new bars; 50-80% of the bottom affected; sediment deposits at obstructions, constrictions, and bends; moderate deposition of pools prevalent.	Heavy deposits of fine material, increased bar development; more than 80% of the bottom changing frequently; pools almost absent due to substantial sediment deposition.
SCORE	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
5. Channel Flow Status	Water reaches base of both lower banks, and minimal amount of channel substrate is exposed.	Water fills >75% of the available channel; or <25% of channel substrate is exposed.	Water fills 25-75% of the available channel, and/or riffle substrates are mostly exposed.	Very little water in channel and mostly present as standing pools.
SCORE	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0

Parameters to be evaluated in sampling reach

Anexo A, continuação

HABITAT ASSESSMENT FIELD DATA SHEET—LOW GRADIENT STREAMS (BACK)

Habitat Parameter	Condition Category			
	Optimal	Suboptimal	Marginal	Poor
6. Channel Alteration	Channelization or dredging absent or minimal; stream with normal pattern.	Some channelization present, usually in areas of bridge abutments; evidence of past channelization, i.e., dredging, (greater than past 20 yr) may be present, but recent channelization is not present.	Channelization may be extensive; embankments or shoring structures present on both banks; and 40 to 80% of stream reach channelized and disrupted.	Banks shored with gabion or cement; over 80% of the stream reach channelized and disrupted. Instream habitat greatly altered or removed entirely.
SCORE	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
7. Channel Sinuosity	The bends in the stream increase the stream length 3 to 4 times longer than if it was in a straight line. (Note - channel braiding is considered normal in coastal plains and other low-lying areas. This parameter is not easily rated in these areas.)	The bends in the stream increase the stream length 1 to 2 times longer than if it was in a straight line.	The bends in the stream increase the stream length 1 to 2 times longer than if it was in a straight line.	Channel straight; waterway has been channelized for a long distance.
SCORE	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
8. Bank Stability (score each bank)	Banks stable; evidence of erosion or bank failure absent or minimal; little potential for future problems. <5% of bank affected.	Moderately stable; infrequent, small areas of erosion mostly healed over. 5-30% of bank in reach has areas of erosion.	Moderately unstable; 30-60% of bank in reach has areas of erosion; high erosion potential during floods.	Unstable; many eroded areas; "raw" areas frequent along straight sections and bends; obvious bank sloughing; 60-100% of bank has erosional scars.
SCORE ___ (LB)	Left Bank 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
SCORE ___ (RB)	Right Bank 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
9. Vegetative Protection (score each bank)	More than 90% of the streambank surfaces and immediate riparian zone covered by native vegetation, including trees, understory shrubs, or nonwoody macrophytes; vegetative disruption through grazing or mowing minimal or not evident; almost all plants allowed to grow naturally.	70-90% of the streambank surfaces covered by native vegetation, but one class of plants is not well-represented; disruption evident but not affecting full plant growth potential to any great extent; more than one-half of the potential plant stubble height remaining.	50-70% of the streambank surfaces covered by vegetation; disruption obvious; patches of bare soil or closely cropped vegetation common; less than one-half of the potential plant stubble height remaining.	Less than 50% of the streambank surfaces covered by vegetation; disruption of streambank vegetation is very high; vegetation has been removed to 5 centimeters or less in average stubble height.
SCORE ___ (LB)	Left Bank 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
SCORE ___ (RB)	Right Bank 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
10. Riparian Vegetative Zone Width (score each bank riparian zone)	Width of riparian zone >18 meters; human activities (i.e., parking lots, roadbeds, clear-cuts, lawns, or crops) have not impacted zone.	Width of riparian zone 12-18 meters; human activities have impacted zone only minimally.	Width of riparian zone 6-12 meters; human activities have impacted zone a great deal.	Width of riparian zone <6 meters; little or no riparian vegetation due to human activities.
SCORE ___ (LB)	Left Bank 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
SCORE ___ (RB)	Right Bank 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0

Parameters to be evaluated broader than sampling reach

Total Score _____



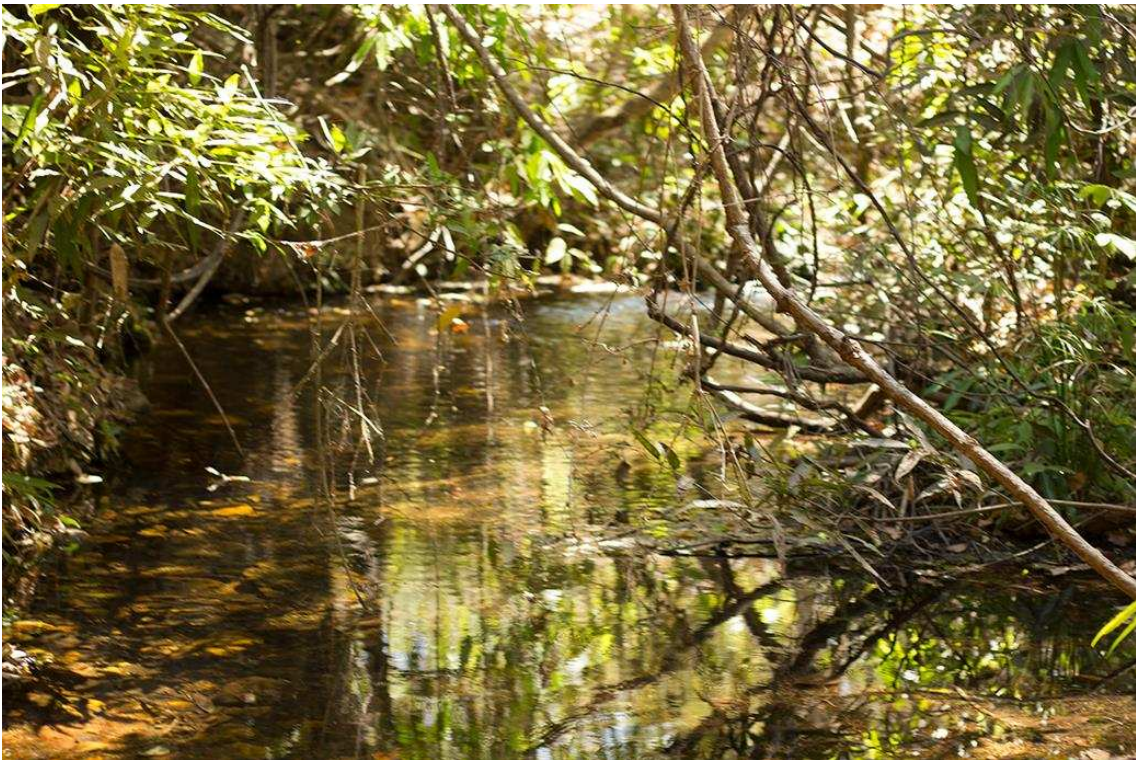
Ponto 1, Ribeirão Arrenegado. HCl: 91



Ponto 2, Córrego Claro. HCl: 91



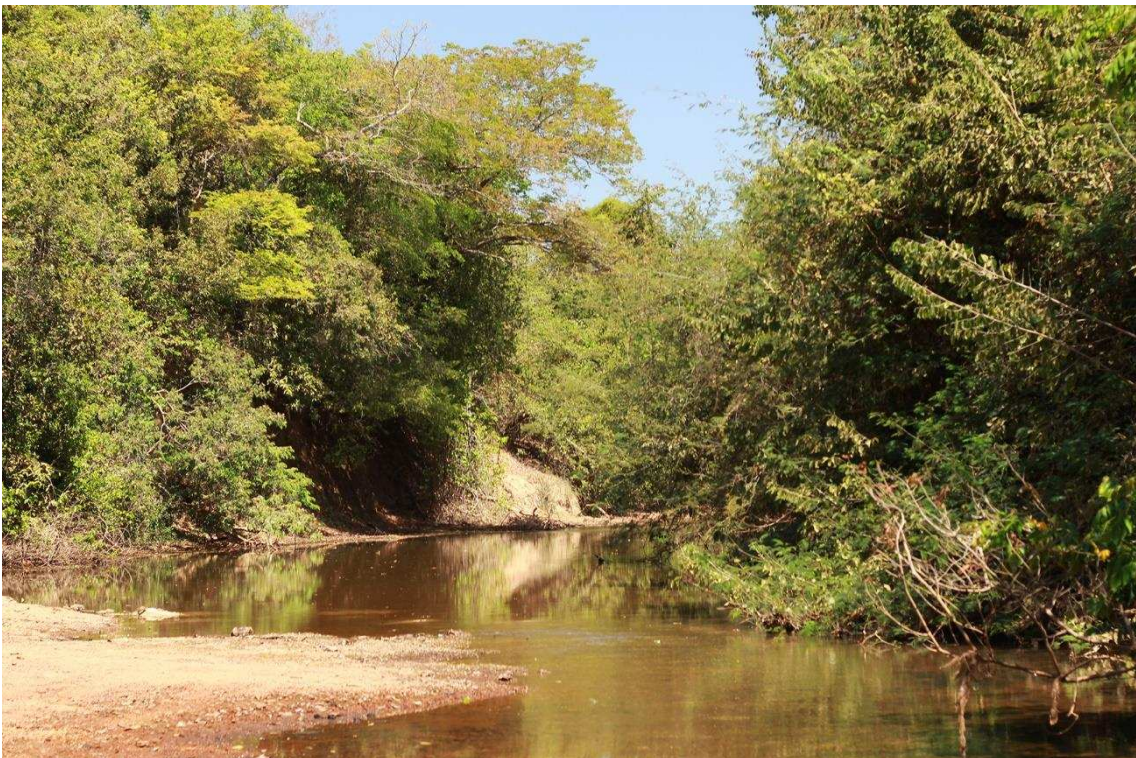
Ponto 3, Ribeirão Jambeiro. HCI: 128



Ponto 4, Córrego Rico. HCI: 119



Ponto 5, Rio Santa Rita. HCI: 85



Ponto 6, Rio Escuro. HCI: 117



Ponto 7, Córrego dos Poções. HCl: 119

Conclusões

O bioma Cerrado, devido à sua grande extensão, pode por vezes ser referido como um ambiente u, principalmente se tratando de seus cursos d'água. Em nosso estudo, demonstramos que bacias próximas e à primeira vista semelhantes, são profundamente afetadas pela sua história de ocupação local. Os impactos antrópicos de diferentes magnitudes provenientes de urbanização, agricultura, pecuária e mineração, demandam abordagens diferenciadas e regionais para cada bacia.

Como método, utilizamos uma abordagem integrada entre avaliação das condições ambientais através de protocolos visuais, análises físico-química da água e ciência sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Analisamos duas bacias hidrográficas distintas e próximas, com somente 150km de distância, aproximadamente. A primeira, bacia do Rio Paracatu (Bacia do Rio São Francisco) tem como principais ameaças aos seus corpos d'água a mineração e irrigação para agricultura. Encontramos a presença de 4 metais pesados acima do limite da legislação vigente: Cu, Fe, Al e As, porém apenas este último dá indícios de impacto negativo na diversidade de macroinvertebrados bentônicos. Considerando esse cenário, recomendamos fortemente um biomonitoramento ao longo da bacia e também análises de sedimento e bioacumulação de arsênio em organismos aquáticos.

Na bacia do Rio Paranaíba, um diagnóstico local foi realizado na bacia do Rio São Marcos. Os dados obtidos através dos protocolos visuais de avaliações das condições físicas e da comunidade de macroinvertebrados bentônicos são similares, apontando diferentes níveis de perturbação na bacia. Ambos os protocolos de avaliação visual e o índice BMWP-Junqueira concordam sobre os pontos mais impactados e preservados: trecho mais impactado, está cercado por uma floresta de eucaliptos. O ponto mais preservado está cercado por cerrado, numa localização mais afastada dos demais, fora da zona de maior influência de atividades agropecuárias. No Alto Rio Paranaíba, o uso do solo pela agricultura e pecuária é predominante. Para diagnosticar as condições ecológicas dos riachos e embasar futuros monitoramentos, apresentamos um índice multimétrico, baseado em métricas de diferentes categorias de características da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. As métricas que integram o índice (abundância relativa de Odonata, riqueza de organismos temporariamente anexados ao substrato, abundância relativa de raspadores e índice BMWP-Monteiro) o tornam de robusto o suficiente para distinguir diferentes graus de

perturbação dos riachos, bem como facilita o uso deste MMI, permitindo economia de tempo e recursos.

Referências

DE SOUZA AGUIAR, Ludmilla Moura; DE CAMARGO, Amábilio José Aires. Cerrado: ecologia e caracterização. **Embrapa Informação Tecnológica**, 2004.

ARMITAGE, P. D. et al. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. **Water research**, v. 17, n. 3, p. 333-347, 1983.

BAPTISTA, Darcilio F. et al. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 575, n. 1, p. 83, 2007.

BARBOUR, Michael T. et al. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish**. Washington, DC: US Environmental Protection Agency, Office of Water, 1999.

BUSS, Daniel Forsin; BAPTISTA, Darcílio Fernandes; NESSIMIAN, Jorge Luiz. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 19, p. 465-473, 2003.

CAIRNS, John; PRATT, James R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**, v. 10, p. 27, 1993.

COSTA, Marcos Heil; BOTTA, Aurélie; CARDILLE, Jeffrey A. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. **Journal of Hydrology**, v. 283, n. 1-4, p. 206-217, 2003.

GUECKER, Bjoern; BOECHAT, Iola G.; GIANI, Alessandra. Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. **Freshwater Biology**, v. 54, n. 10, p. 2069-2085, 2009.

GODOY, Bruno Spacek et al. Environment and spatial influences on aquatic insect communities in cerrado streams: The relative importance of conductivity, altitude, and conservation areas. **Neotropical entomology**, v. 46, n. 2, p. 151-158, 2017.

HAWKES, H. A. Origin and development of the biological monitoring working party score system. **Water Research**, v. 32, n. 3, p. 964-968, 1998.

HERING, Daniel et al. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. In: **The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods**. Springer, Dordrecht, 2006. p. 311-324.

HUGHES, Robert M.; HOWLIN, Shay; KAUFMANN, Philip R. A biointegrity index (IBI) for coldwater streams of western Oregon and Washington. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 133, n. 6, p. 1497-1515, 2004.

KARR, James R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, n. 6, p. 21-27, 1981.

KARR, James R. Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management. **River ecology and management: lessons from the Pacific Coastal ecoregion**. Springer, New York, v. 502528, 1998.

KARR, James R.; CHU, Ellen W. **Restoring life in running waters: better biological monitoring**. Island Press, 1998.

KOLKWITZ, Richard; MARSSON, Maximilian. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. **Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie**, v. 2, n. 1-2, p. 126-152, 1909.

MACEDO, Diego R. et al. Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. **Ecological Indicators**, v. 64, p. 132-141, 2016.

Mantovani, J. E., & Pereira, A. (1998). Estimativa da integridade da cobertura vegetal de Cerrado através de dados TM/Landsat. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 9, 11-18.

MALMQVIST, Björn; RUNDLE, Simon. Threats to the running water ecosystems of the world. **Environmental conservation**, v. 29, n. 2, p. 134-153, 2002.

METCALFE, Janice L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. **Environmental pollution**, v. 60, n. 1-2, p. 101-139, 1989.

MISERENDINO, María Laura et al. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. **Science of the total environment**, v. 409, n. 3, p. 612-624, 2011.

MYERS, Norman et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853, 2000.

OFENBÖCK, Thomas et al. A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macro-invertebrates. In: **Integrated Assessment of Running Waters in Europe**. Springer, Dordrecht, 2004. p. 251-268.

RIBEIRO, José Felipe; WALTER, Bruno Machado Teles. Fitofisionomias do bioma Cerrado. **Embrapa Cerrados-Capítulo em livro científico (ALICE)**, 1998.

SAHIN, Vildan; HALL, Michael J. The effects of afforestation and deforestation on water yields. **Journal of hydrology**, v. 178, n. 1-4, p. 293-309, 1996.

SALA, Osvaldo E. et al. Global biodiversity scenarios for the year 2100. **science**, v. 287, n. 5459, p. 1770-1774, 2000.

SHIKLOMANOV, Igor A. World freshwater resources. *Water in Crisis: A Guide to the World's Fresh Water Resources*. 1993.

SILVA, Déborah RO et al. An improved macroinvertebrate multimetric index for the assessment of wadeable streams in the neotropical savanna. **Ecological Indicators**, v. 81, p. 514-525, 2017.

WHITTIER, Thomas R. et al. Associations among catchment-and site-scale disturbance indicators and biological assemblages at least-and most-disturbed stream and river sites in the western United States. In: **American Fisheries Society Symposium**. 2006. p. 641-664.