

Biomonitoramento e pressões da urbanização: Uma abordagem integrada entre Ecologia e Geografia na bacia do rio das Velhas

Marcos Callisto*

Pablo Moreno**

Diego Rodrigues Macedo***

*Biólogo (UFRJ). Mestre em Ecologia (UFRJ). Doutor em Ciências Biológicas (UFRJ). Professor da UFMG.

**Biólogo (UFMG). Mestre em Ecologia (UFMG). Doutor em Ecologia (UFMG). Professor da Faculdade de Saúde Ibituruna.

*** Geógrafo (UFMG). Mestre em Geografia (UFMG). Doutor em Ecologia (UFMG). Professor da UFMG.

Resumo: A caracterização de bacias hidrográficas e o desenvolvimento de ferramentas de diagnóstico de qualidade ambiental para subsidiar o manejo sustentável de recursos hídricos requerem abordagens interdisciplinares. O objetivo deste estudo foi integrar métricas ecológicas e geográficas para diagnosticar qualidade de água na bacia do rio das Velhas, afluente do rio São Francisco (Minas Gerais, Brasil). Foram utilizadas as características da composição e estrutura de comunidades de bioindicadores bentônicos coletados em 19 diferentes afluentes na bacia do rio das Velhas. As informações geográficas foram adquiridas para cada uma das sub-bacias de drenagem de sítio amostral. A densidade populacional urbana e rural, a infraestrutura sanitária e o uso e cobertura da terra foram sintetizados através de uma análise de componentes principais (PCA). As associações entre as métricas ecológicas e geográficas foram analisadas através de regressões lineares, utilizando os três eixos mais representativos da PCA como preditores, sintetizando: (i) influência urbana (44,37 %), (ii) influência rural (16,88 %) e (iii) influência da cobertura natural (14,63 %). Os modelos gerados para as métricas biológicas riqueza taxonômica, diversidade de Shannon-Wiener, BMWP, ASPT e % Oligochaeta foram significativos ($R^2 \geq 44-90$, $p < 0,002$) e todos foram dependentes do primeiro eixo da PCA, evidenciando que as métricas biológicas são sensíveis às pressões urbanas. Nós concluímos que a urbanização é a principal fonte de influência de degradação de qualidade das águas do rio das Velhas, com potencial comprometimento para a bacia do Rio São Francisco.

Palavras-chave: Macroinvertebrados bentônicos, SIG, bacia de drenagem, degradação ambiental, dados censitários, uso e cobertura da terra.

1. Introdução

Entender como as atividades antrópicas influenciam a qualidade de ecossistemas aquáticos é essencial na perspectiva de restauração de ecossistemas degradados, visando restabelecer sua integridade ecológica (Jørgensen 2015). Além disso, o manejo de recursos hídricos em bacias hidrográficas requer a integração de valores ecológicos, econômicos e sociais, garantindo a manutenção de serviços ecossistêmicos a longo prazo (Allan e Flecker 1993).

As condições físicas, químicas e biológicas de ecossistemas fluviais respondem às características geográficas e às mudanças na ocupação humana em suas bacias hidrográficas e em seus meta-ecossistemas ripários (Hynes 1975; Vannote et al. 1980; Allan 2004). Ao longo dos últimos 30 anos, vários estudos têm identificado relações diretas entre o uso e cobertura da terra e as condições dos rios com importantes avanços, incluindo: (i) o conhecimento sobre mudanças pontuais e não pontuais no uso e ocupação da terra (Allan 2004; Oliveira et al. 2017);

(ii) avanços conceituais e metodológicos em ecologia da paisagem, integrando a disponibilidade de dados sobre uso e ocupação da terra (Macedo et al. 2014; 2018); e (iii) desenvolvimento de indicadores de saúde de ecossistemas aquáticos que respondem à degradação ambiental (Silva et al. 2017; Linares et al. 2018).

As relações entre uso e ocupação da terra e parâmetros de qualidade de água fornecem evidências de efeitos de atividades antrópicas sobre a qualidade ambiental de ecossistemas fluviais (Sliva e Dudley Williams 2001; Maillard e Santos 2008; Marzin et al. 2013; Macedo et al. 2014, 2016; Oliveira et al. 2016; Firmiano et al. 2017; Santos et al. 2017). Os impactos negativos da conversão da vegetação natural em áreas agrícolas (p.ex., soja, cana-de-açúcar), pastagens, monoculturas de eucalipto, mineração e áreas urbanas são severos no Sudeste do Brasil, incluindo a bacia do Rio das Velhas (Pompeu et al. 2005; Maillard e Santos 2008). Assumimos o pressuposto de que mudanças no uso e ocupação da terra, sobretudo a urbanização, afetam negativamente a qualidade da água e, conseqüentemente,

reduz a biodiversidade aquática (Morley e Karr 2002). Assim, testamos a hipótese de que o grau de urbanização nos cursos d'água influencia diretamente os indicadores de diversidade de comunidades de macroinvertebrados bentônicos bioindicadores na bacia do rio das Velhas. Utilizamos cálculos de métricas biológicas, índices adaptados e ferramentas práticas e padronizadas de diagnóstico de qualidade ambiental e amplamente utilizadas em programas de monitoramento de bacias hidrográficas no Brasil e no mundo, com amparo nas legislações ambientais federal (CONAMA 357/2005) e estadual (DN COPAM 001/2008).

2. Materiais e Métodos

Área de Estudo

A bacia do Rio das Velhas está localizada na região central do estado de Minas Gerais, e integra a bacia do rio São Francisco (Figura 1). A bacia apresenta uma forma alongada na direção norte-sul, e o rio das Velhas tem 802 km de comprimento com largura média de 38,4 m e drena uma área de 27.848 km² (Pompeu *et al.* 2005; Feio *et al.* 2015).

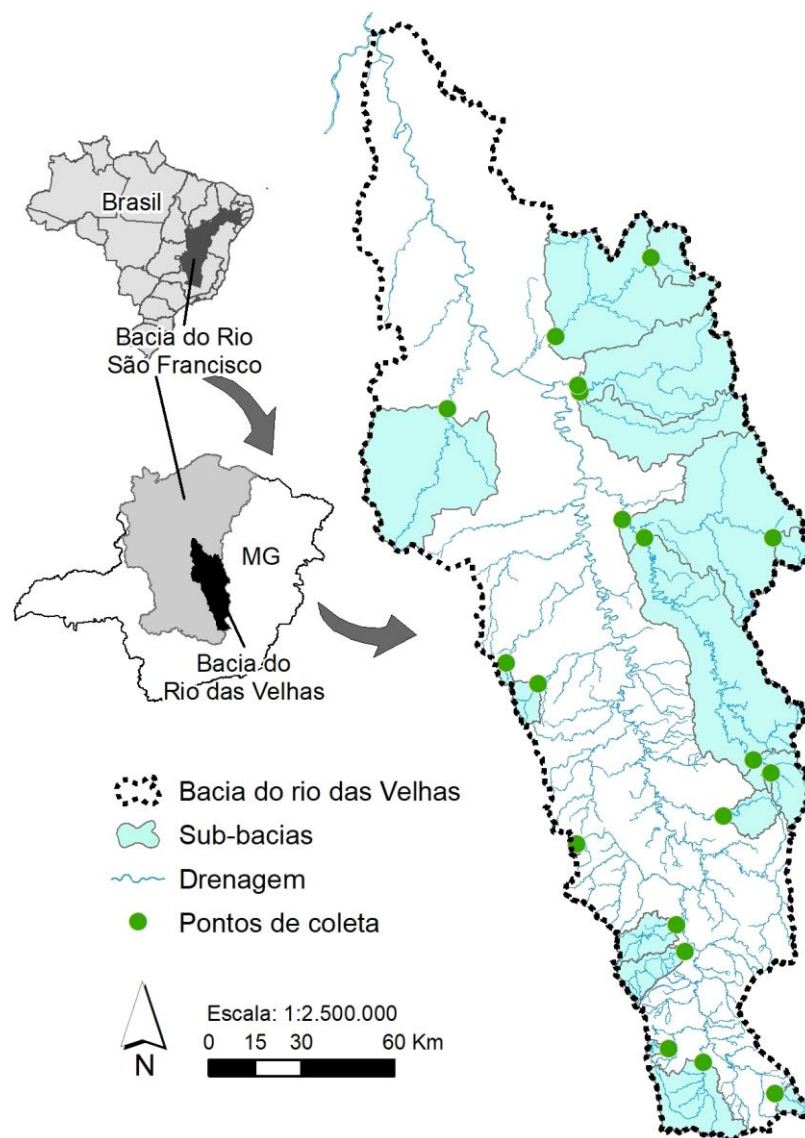


Figura 1: Localização dos pontos de coleta e respectivas sub-bacias na bacia do rio das Velhas, MG.
Fonte: IBGE (2017). Elaboração própria.

A bacia é fortemente urbanizada (Maillard e Santos 2008), integrando 51 municípios e uma população total de aproximadamente 5 milhões de habitantes (IBGE 2010). Além disso, cerca de 20% da bacia está localizada na região do Quadrilátero Ferrífero, uma das principais reservas minerais de ouro e ferro do mundo (Dorr 1969). Isso torna a região uma das áreas mais críticas no estado de Minas Gerais em relação às pressões de exploração sobre os

recursos hídricos. O rio das Velhas também é um dos afluentes mais importantes na margem direita no trecho alto da bacia do rio São Francisco, tanto em volume de água quanto em impactos relacionados à poluição (CBHVelhas 2015).

Avaliação Biológica

Foram definidas 19 estações amostrais em rios tributários do rio das Velhas, incluindo diferentes tipos de uso e ocupação da terra (áreas urbanas, rurais, mineradoras, monoculturas, pastagens, vegetação natural) em suas sub-bacias de drenagem. As campanhas de amostragem de água e sedimentos foram realizadas de agosto de 2004 a maio de 2006, a cada três meses, com quatro campanhas durante a estação seca e quatro durante a estação chuvosa.

As coletas de amostras de sedimentos para avaliar as comunidades de macroinvertebrados bentônicos foram realizadas utilizando um amostrador do tipo *Surber* (0,09 m²). Três amostras foram coletadas em cada estação de amostragem e o sedimento foi coletado e armazenado em recipientes plásticos que foram levados para o laboratório na UFMG. As amostras foram lavadas em peneiras com malhas de 1,00, 0,50 e 0,25 mm, e os organismos triados foram identificados em estêreo-microscópio. Os exemplares identificados foram fixados em solução de etanol a 70% e depositados na Coleção de Referência de Macroinvertebrados Bentônicos do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais (França e Callisto 2007).

Para avaliar as comunidades bentônicas foram calculadas as métricas de composição e estrutura: Índice de diversidade de Shannon-Wiener (Shannon 1948); densidade (ind/m²), riqueza taxonômica (número total de *taxa*); *Biological Monitoring Working Party* (BMWP) (Junqueira e Campos 1998); Pontuação Média por Táxon (ASPT); % Chironomidae e % Oligochaeta.

Avaliação do uso e cobertura da terra e urbanização

As sub-bacias contribuintes localizadas a montante das estações de amostragem foram delimitadas a partir das cartas topográficas (1:50.000 e 1:100.000) do Mapeamento Sistemático Brasileiro (www.ibge.gov.br e www.geoportal.eb.mil.br). Os limites dessas sub-bacias foram definidos segundo critérios técnicos a partir de linhas de contorno, que incluem a separação dos divisores de água e a identificação das cabeceiras dos canais de primeira ordem. Assim, foram delimitados os rios que formam a principal rede de drenagem (Strahler 1957).

A partir do Censo Demográfico (IBGE 2002) foram obtidos dados sobre o acesso domiciliar aos serviços de saneamento (abastecimento de água, rede geral de esgoto e coleta de lixo) e características da população (número de habitantes em área urbana e rural). Essas informações foram utilizadas como indicadores do grau de urbanização. Nesse caso, os dados foram fornecidos pelo IBGE em planilhas eletrônicas referentes aos setores censitários. Essas áreas são delimitadas considerando os limites políticos e não as áreas de drenagem, sendo neste estudo considerados os dados censitários proporcionalmente à área do setor dentro de cada sub-bacia de drenagem (Saporito *et al.* 2007; Macedo e Magalhães Jr. 2011). Foram gerados, para cada sub-bacia, a porcentagem de domicílios com acesso ao abastecimento de água, coleta de esgoto e coleta de lixo, além da densidade populacional (hab/km²) nas áreas urbanas e rurais.

As classes de uso e ocupação da terra foram obtidas através da classificação supervisionada de um mosaico de imagens de satélite Landsat-TM 2002 de acordo com

Maillard e Santos (2008). Esse mapeamento utilizou as informações coletadas em 250 pontos de amostragem no campo e através do método de máxima verossimilhança, com precisão de 89,8%. Seis classes de uso e ocupação da terra foram utilizadas neste estudo (floresta, campo rupestre, cerrado, plantio de eucalipto, áreas agropecuárias e áreas urbanas). Partindo de alguns estudos que concluíram que o uso e a ocupação no entorno do curso d'água gera maior impacto nas condições locais em relação ao uso total da bacia de drenagem (Wang *et al.* 2001; Sponseller *et al.* 2001; Allan 2004; Shen *et al.* 2015), decidiu-se utilizar a porcentagem das classes de uso e cobertura da terra em um buffer de 150 m de entorno da rede de drenagem. Essa escolha foi corroborada pelos resultados de Maillard e Santos (2008) para a bacia do rio das Velhas, que indicaram que essa distância apresenta uma boa correlação entre o uso da terra e a cobertura vegetal e os componentes que caracterizam a poluição hídrica (p.ex. nitrogênio, fosforo e turbidez).

Análise de dados

A estratégia analítica foi utilizar regressões lineares para mensurar a influência do uso e cobertura da terra sobre as métricas biológicas (MacNally 2000; Macedo *et al.* 2014). Como este estudo foi conduzido em 19 sítios amostrais, foi necessário reduzir o número de variáveis independentes, condensando-as através de uma análise de componentes principais, reduzindo assim o número de potenciais preditores (Hair *et al.* 2014). Esse procedimento foi necessário visto que o modelo final poderia ter no máximo duas variáveis explicativas independentes, para evitar o efeito de superinflação do modelo (Gotelli e Ellinson 2013).

Os valores das métricas biológicas, exceto o índice de diversidade de Shannon-Wiener, foram normalizadas através da transformação em escala logarítmica. Os modelos de regressão gerados foram validados através de análise de resíduos (normalidade, homocedasticidade e independência) (Gotelli e Ellinson 2013).

3. Resultados

Foram coletados 94.502 macroinvertebrados bentônicos durante os oito períodos de amostragens. Foram observadas variações entre os valores de riqueza taxonômica (8 a 41, média de 28 *taxa*), densidade de organismos (15.644 a 172.853, média de 69.461 ind/m²), diversidade de Shannon-Wiener (0,46 a 2,35, média de 1,49), índice BMWP (13 a 168, média de 113,7), índice ASPT (2,17 a 5,61, média de 4,85), % Chironomidae (6 a 87,56, média de 46,8%) e % Oligochaeta (0,06 a 89,51, média de 12%) (Tabela 1).

A espacialização dos dados censitários nas 19 sub-bacias abrangeu uma área de 10.440 km². A cobertura do saneamento variou entre 0 e 99%, com as taxas de cobertura de captação de esgotos de no máximo 81%. A densidade populacional das áreas urbanas foi bem superior às áreas rurais (676 *versus* 2,89 hab/km², em média) (Tabela 2).

O uso e cobertura da terra no entorno de 150 m dos cursos d'água nas 19 sub-bacias estudadas apresentou o predomínio de áreas urbanas (média de 36%, mas com área máxima de 99%), seguido pela cobertura de vegetação de

cerrado (20%). Com exceção da urbanização, as demais classes ocuparam de 0% a cerca de 30-50% das áreas dos

buffers ripários nas bacias estudadas (Tabela 3).

| Métricas biológicas | Média ± desvio-padrão | Mínimo-Máximo |
|---------------------------------|-----------------------|------------------|
| Riqueza Taxonômica | 28 ± 9 | 8 - 41 |
| Densidade (ind/m ²) | 69.461,8 ± 46.081 | 15.644 - 172.853 |
| Diversidade de Shannon-Wiener | 1,49 ± 0,57 | 0,46 - 2,35 |
| Índice BMWP | 113,67 ± 47,38 | 13 - 168 |
| Índice ASPT | 4,85 ± 1,04 | 2,17 - 5,61 |
| % Chironomidae | 46,76 ± 23,42 | 6,00 - 87,56 |
| % Oligochaeta | 12,17 ± 25,69 | 0,06 - 89,51 |

Tabela 1: Síntese dos valores das métricas biológicas das comunidades de bioindicadores bentônicos na bacia do rio das Velhas. Fonte: elaboração própria.

| Dados censitários | Média ± desvio-padrão | Mínimo-Máximo |
|--|-----------------------|---------------|
| Densidade populacional urbana (hab/km ²) | 676,36 ± 2.021 | 0 - 7.104,3 |
| Densidade populacional rural (hab/km ²) | 2,89 ± 2,59 | 0 - 9,04 |
| % Cobertura de abastecimento de água | 31,07 ± 26,68 | 0 - 99,24 |
| % Cobertura de coleta e tratamento de esgoto | 12,29 ± 24,98 | 0 - 81,78 |
| % Cobertura de coleta de lixo | 25,57 ± 28,85 | 0 - 98,56 |

Tabela 2: Síntese dos valores dos dados censitários nas 19 sub-bacias estudadas na bacia do rio das Velhas, MG. Fonte: Elaboração própria.

| Classes de uso e cobertura da terra | Média ± desvio-padrão | Mínimo - Máximo |
|-------------------------------------|-----------------------|-----------------|
| % Floresta | 10,62 ± 13,12 | 0,51 - 52,86 |
| % Campo rupestre | 6,39 ± 8,41 | 0 - 33,90 |
| % Cerrado | 20,26 ± 16,41 | 0,31 - 54,23 |
| % Eucalipto | 9,51 ± 12,47 | 0,03 - 47,69 |
| % Agropecuário | 16,49 ± 13,60 | 0,09 - 42,56 |
| % Urbano | 36,70 ± 28,66 | 0,11 - 99,03 |

Tabela 3: Síntese do uso e cobertura da terra nos buffers ripários (150 m) nas 19 sub-bacias estudadas na bacia do rio das Velhas. Fonte: Elaboração própria.

Os resultados da análise de componentes principais mostraram que os 3 primeiros eixos sintetizaram 75% da explicação acumulada, sendo o primeiro eixo responsável por cerca de 45% (Tabela 4). Este primeiro eixo sintetiza a urbanização (Figura 2), pois as variáveis densidade populacional da área urbana, % de área urbanizada e as

taxas de cobertura de saneamento (água, esgoto e lixo) são fortemente associadas ao eixo 1 (> 0,8). O eixo 2 está relacionado às características rurais, indicadas pela % cobertura de cerrado e de eucalipto e a densidade de população rural. O eixo 3 sintetiza a cobertura natural (floresta e campo rupestre).

| | PC1 | PC2 | PC3 |
|--|-------|-------|-------|
| % Floresta | 0,21 | 0,15 | 0,83 |
| % Campo rupestre | 0,06 | 0,35 | 0,71 |
| % Cerrado | -0,52 | -0,49 | -0,11 |
| % Eucalipto | -0,29 | -0,82 | 0,28 |
| % Agropecuário | -0,37 | 0,26 | 0,31 |
| % Urbano | 0,95 | 0,05 | 0,10 |
| Densidade populacional urbana (hab/km ²) | 0,93 | -0,12 | -0,21 |
| Densidade populacional rural (hab/km ²) | -0,49 | -0,67 | 0,35 |
| % Cobertura de abastecimento de água | 0,84 | -0,37 | 0,05 |
| % Cobertura de coleta e tratamento de esgoto | 0,94 | -0,12 | -0,05 |
| % Cobertura de coleta de lixo | 0,86 | -0,33 | 0,22 |
| % Explicação | 44,37 | 16,88 | 14,63 |
| % Explicação acumulada | 44,37 | 61,25 | 75,88 |
| Autovalor | 4,88 | 1,86 | 1,61 |

Tabela 4: Resultados da decomposição das variáveis censitárias e de uso e cobertura da terra na bacia do rio das Velhas (ACP)
Fonte: Elaboração Própria.

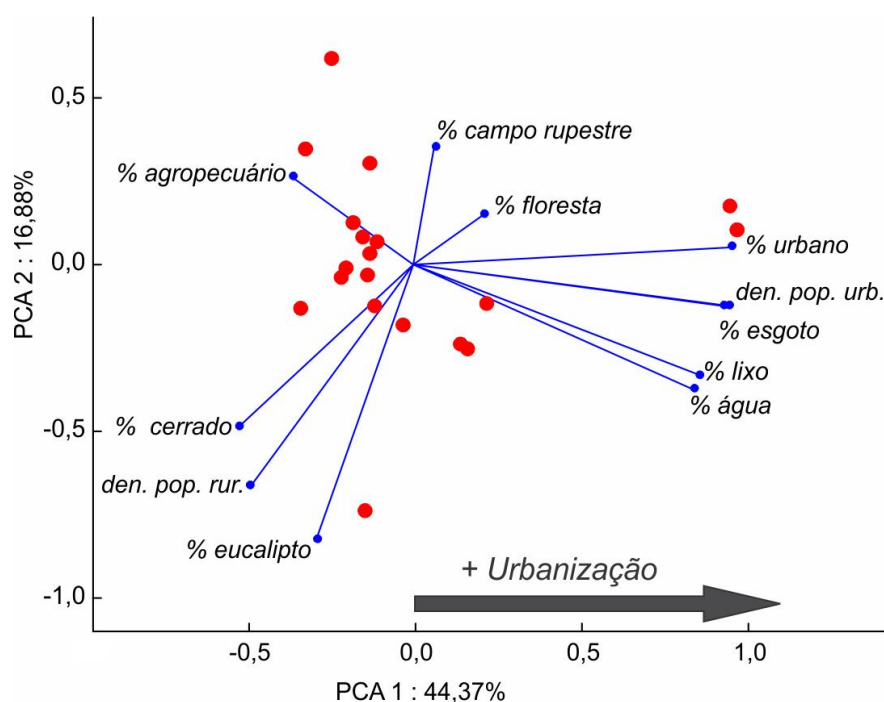


Figura 2: Representação dos eixos 1 e 2 da análise de componentes principais.
Fonte: Elaboração própria.

Todos os modelos de regressão construídos pelo método *stepwise* tiveram apenas o primeiro eixo da PCA, síntese da urbanização, como variável independente. Os modelos foram significativos ($p < 0,002$) com os valores do coeficiente de determinação (R^2) variando entre 0,44 e 0,90 (Tabela 5), exceto com as métricas densidade de indivíduos e % Chironomidae. Os resultados dos modelos mostram que riqueza taxonômica, diversidade de Shanno-Winner,

BMWP, ASPT responderam inversamente ao PCA 1 (β 's negativos), ou seja, essas métricas biológicas foram impactadas negativamente pelas áreas urbanizadas. Por outro lado, o modelo gerado pela % Oligochaeta respondeu positivamente ao PCA 1, ou seja, associado com a urbanização e efeitos de poluição humana.

| Métricas biológicas | R ² | PCA 1 (β) | F (1,7) | p-valor |
|---------------------------------|----------------|-----------|---------|----------|
| Riqueza | 0,65 | -0,89 | 32,27 | < 0,0001 |
| Densidade (ind/m ²) | 0,16 | 0,40 | 3,32 | 0,08 |
| Shannon-Wiener | 0,44 | -0,68 | 13,7 | < 0,002 |
| BMWP | 0,69 | -0,83 | 39,04 | < 0,0001 |
| ASPT | 0,84 | -0,91 | 92,61 | < 0,0001 |
| % Chironomidae | 0,34 | -0,39 | 3,11 | 0,09 |
| % Oligochaeta | 0,90 | 0,95 | 166,15 | < 0,0001 |

Tabela 5: Resultados dos modelos de regressão múltipla construídos entre o eixo síntese da urbanização e as métricas biológicas.
Fonte: Elaboração Própria.

4. Discussão

Nossos resultados na bacia do rio das Velhas evidenciaram que as métricas biológicas riqueza taxonômica, diversidade de Shannon-Wiener, BMWP, ASPT e % Oligochaeta responderam significativamente ($R^2 \geq 0,44$; $p < 0,002$) às atividades antrópicas, sobretudo, a urbanização, corroborando a hipótese deste estudo. O uso de métricas biológicas de comunidades de macroinvertebrados bentônicos para caracterizar a qualidade de água tem sido discutido e utilizado nos últimos 30 anos (p.ex. Allan *et al.* 1997; Morley e Karr 2002; Moreno *et al.* 2009; Ligeiro *et al.* 2013; Macedo *et al.* 2014; Feio *et al.* 2015; Linares *et al.* 2017). Além disso, a utilização de índices multimétricos para avaliar a integridade biótica de ecossistemas aquáticos tem sido ferramenta prática e eficiente (Kerans e Karr 1994; Klemm *et al.* 2003; Ruaro e Gubiani 2013). Todas as métricas biológicas utilizadas neste estudo compõem índices multimétricos [p.ex. Riqueza e BMWP (Baptista *et al.* 2006; Ferreira *et al.* 2011; Mereta *et al.* 2013), densidade de indivíduos (Fierro *et al.* 2018), diversidade de Shannon-Wiener (Oliveira *et al.* 2011; Silva *et al.* 2017), ASPT (Lakew e Moog 2015; Macedo *et al.* 2016), % Chironomidae (Jun *et al.* 2012), % Oligochaeta (Ferreira *et al.* 2011)].

A riqueza taxonômica de comunidades de macroinvertebrados bentônicos tem sido frequentemente utilizada como uma medida da diversidade e integridade de ecossistemas aquáticos continentais. A redução nos seus valores é considerada um forte indicador de distúrbios humanos nos ecossistemas, sobretudo devido à urbanização (Morley e Karr 2002; Walters *et al.* 2009). Além da riqueza, índices biológicos (p.ex., diversidade de Shannon-Wiener, BMWP e ASPT) também são fortemente associados a distúrbios antrópicos de urbanização, com resultados contundentes em rios impactados e poluídos (Junqueira e Campos 1998; Ferreira *et al.* 2011; França *et al.* 2019). É importante ressaltar que a métrica % Oligochaeta foi positivamente relacionada ao crescimento de urbanização na bacia do rio das Velhas, o que é esperado, devido a esses organismos serem os mais tolerantes à poluição orgânica (Roldán-Pérez 2003; Lunde e Resh 2012; França *et al.* 2019).

Apesar das áreas urbanas possuírem maior cobertura de serviços de saneamento em relação às áreas rurais (IBGE 2010), esta cobertura não é suficientes para controlar o impacto da urbanização em ecossistemas aquáticos. Além

disso, mesmo as áreas urbanas no Brasil possuindo porcentagem de coleta de efluentes acima de 85% (IBGE 2010), menos de 45% desses esgotos domésticos são efetivamente tratados (ANA 2017). Portanto, a urbanização impacta severamente os cursos d'água devido aos efeitos de fontes pontuais (principalmente esgoto) e difusas de poluição nas cidades (p.ex. poluentes atmosféricos, sedimentação excessiva, resíduos sólidos, águas residuárias, dejetos animais, etc) (Paul e Meyer 2008).

Esse trabalho é um importante retrato do período histórico em que a bacia do rio das Velhas sofreu o maior impacto em decorrência de urbanização no final do século XX. Desde 2003 as autoridades locais têm debatido e adotado medidas mitigadoras para minimizar os impactos da urbanização incluindo a implantação de estações de tratamento de esgotos e um controle mais rigoroso de indústrias poluidoras (Pompeu *et al.* 2005). A implantação de estações de tratamento de esgotos, principalmente nas bacias dos ribeirões Arrudas e Onça na Região Metropolitana de Belo Horizonte, tem contribuindo substancialmente para a melhoria da qualidade das águas na bacia (IGAM 2019). Além disso, projetos de reabilitação de cursos d'água em área urbanizadas também foram implantados na bacia do rios das Velhas, com resultados promissores (Macedo *et al.* 2011; Feio *et al.* 2015). Conforme previsto na DN COPAM 001/2008, a utilização de bioindicadores bentônicos como ferramenta ecológica em estudos de avaliação e monitoramento de qualidade ecológica mostrou-se como uma abordagem prática e efetiva na bacia do rio das Velhas. Portanto, abordagens integradas da ecologia e geografia oferecem informações importantes para tomadores de decisão para a implementação de medidas de gestão de recursos hídricos. Recomenda-se a implementação de um Programa de Monitoramento contínuo e de longo prazo (décadas) na bacia do rio das Velhas. É urgente que a população de mais de 5 milhões de habitantes nesta bacia pressione os políticos para que sejam investidos mais recursos financeiros no tratamento terciário de esgotos domésticos, a fim de reduzir a carga orgânica em suas águas. Recomendamos que a adoção de metodologias de ciência cidadã (p.ex. França *et al.* 2019) devam ser empregadas no treinamento e capacitação de populações ribeirinhas e membros de comitês de bacia com metodologias científicas adaptadas e validadas para a sensibilização e empoderamento da

população diretamente afetada. Temos convicção de que, através das ações ambientais realizadas na bacia do rio das Velhas em Minas Gerais, potencialmente toda a bacia do rio São Francisco poderá ser beneficiada com a implementação de ações de reabilitação de ecossistemas aquáticos (Figura

3). O rio das Velhas, um de seus principais tributários poderá ser, no futuro, um modelo de sucesso de recuperação ambiental para todo o Brasil.

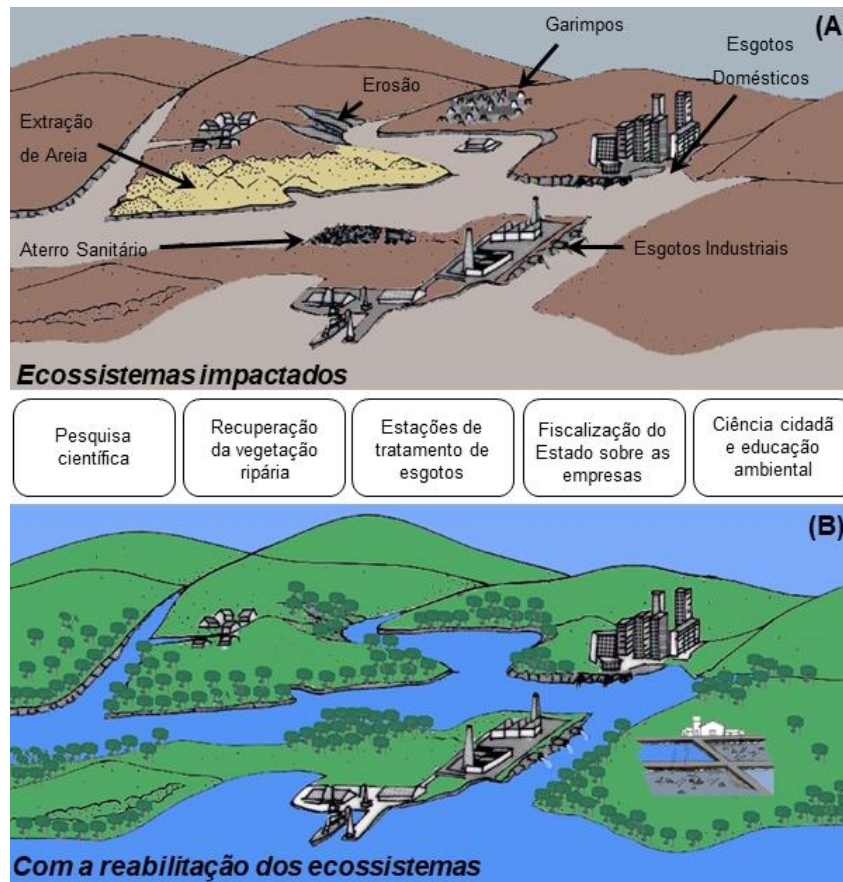


Figura 3: Modelo conceitual das principais ações de transformação de ecossistemas aquáticos impactados (A) em ecossistema reabilitados (B) na bacia do rio das Velhas, Minas Gerais.

Fonte: Elaboração própria.

5. Conclusões

O uso integrado de informações ecológicas e geográficas proporcionou melhor compreensão dos efeitos ecológicos do uso e ocupação da terra e urbanização na qualidade da água e, conseqüentemente, nas comunidades de bioindicadores bentônicos na bacia do Rio das Velhas. Considerando a importância desta bacia como principal afluente que contribui com poluição orgânica para a bacia do rio São Francisco, os resultados indicaram o potencial dessa abordagem como uma importante ferramenta para o manejo das bacias de drenagem sul-americanas. A modelagem de informações do Censo Demográfico do IBGE e sobre uso e ocupação da terra a partir de sistemas de informações geográficas, quando agregadas a informações de indicadores biológicos, fornecem uma ferramenta poderosa para a análise e diagnóstico de sistemas ambientais. Estes modelos permitem investigar problemas ambientais locais, até problemas em maiores escalas, com potencial de subsidiar a proposição medidas de gestão de recursos hídricos mais eficientes.

Evidenciamos que a bacia de drenagem, e tudo o que a modifica, influencia os ecossistemas aquáticos em múltiplas escalas e, também, são afetados por modificações causadas por atividades humanas, sobretudo a urbanização. Assim, este estudo contribui para o melhor entendimento de como pressões antrópicas afetam a bacia do rio das Velhas. Além disso, estas informações históricas representam importantes registro geográficos e ecológicos que serão úteis para o acompanhamento das medidas de reabilitação que vêm sendo implementadas desde o início do século XXI na bacia do rio das Velhas.

Agradecimentos

Os autores agradecem os colegas de equipe do Laboratório de Ecologia de Bentos pelo apoio nas atividades de campo e laboratório, e a parceria com o Projeto Manuelzão/UFGM, Instituto Guaicuy e laboratório NUVELHAS/UFGM especialmente ao Biólogo Carlos Bernardo Mascarenhas Alves; aos financiamentos do CNPq (No. 303380/2015-2), FAPEMIG (PPM 00104-18), CT-Hidro/CNPq, FAPEMIG, US-Fish, CAPES (Código 001).

REFERÊNCIAS

- Allan J, Erickson D, Fay J. (1997) The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshw Biol* 37:149–161. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.d01-546.x>
- Allan JD (2004) Landscapes and Riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 35:257–284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Allan JD, Flecker AS (1993) Biodiversity Conservation in Running Waters. *Bioscience* 43:32–43. <https://doi.org/10.2307/1312104>
- ANA - Agência Nacional de Águas (2017) Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. Brasília, DF
- Baptista DF, Buss DF, Egler M, et al (2006) A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia* 575:83–94. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0286-x>
- CBHVelhas - Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas (2015) Plano Diretor da bacia do Rio das Velhas. Belo Horizonte
- Dorr JVN (1969) Physiographic, stratigraphic, and structural development of the Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. Washington, DC
- Feio MJ, Ferreira WR, Macedo DR, et al (2015) Defining and testing targets for the recovery of tropical streams based on macroinvertebrate communities and abiotic conditions. *River Res Appl* 31:70–84. <https://doi.org/10.1002/rra.2716>
- Ferreira W, Paiva L, Callisto M (2011) Development of a benthic multimetric index for biomonitoring of a neotropical watershed. *Brazilian J Biol* 71:15–25. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000100005>
- Fierro P, Arismendi I, Hughes RM, et al (2018) A benthic macroinvertebrate multimetric index for Chilean Mediterranean streams. *Ecol Indic* 91:13–23. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.074>
- Firmiano KR, Ligeiro R, Macedo DR, et al (2017) Mayfly bioindicator thresholds for several anthropogenic disturbances in neotropical savanna streams. *Ecol Indic* 74:276–284. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.033>
- França JS, Callisto M (2007) Coleção de macroinvertebrados bentônicos: ferramenta para o conhecimento da biodiversidade em ecossistemas aquáticos continentais. *Neotrop Biol Conserv* 2:3–10
- França JS, Solar R, Hughes RM, Callisto M (2019) Student monitoring of the ecological quality of neotropical urban streams. *Ambio* 48:867–878. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1122-z>
- Gotelli N, Ellinson A. (2013) *A Primer of Ecological Statistics*, 2nd edn. Sinauer, Sunderland, MA
- Hair JF, Black W, Babin JB, Anderson RE (2014) *Multivariate Data Analysis*, 7th edn. Pearson Education Limited, Essex, UK
- Hynes HBN (1975) The stream and its valley. *Verhandlungen der Int Vereinigung fur Theor und Angew Limnol* 19:1–15. <https://doi.org/10.1080/03680770.1974.11896033>
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010) Censo Demográfico 2010. Rio de Janeiro
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2002) Censo Demográfico 2000. Rio de Janeiro
- IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas (2019) Séries Históricas de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais do Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte
- Jørgensen D (2015) Ecological restoration as objective, target, and tool in international biodiversity policy. *Ecol Soc* 20:art43. <https://doi.org/10.5751/ES-08149-200443>
- Jun Y-C, Won D-H, Lee S-H, et al (2012) A multimetric benthic macroinvertebrate index for the assessment of stream biotic integrity in Korea. *Int J Environ Res Public Health* 9:3599–628. <https://doi.org/10.3390/ijerph9103599>
- Junqueira V, Campos S (1998) Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnol Bras* 10:125–135
- Kerans BL, Karr JR (1994) A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee valley. *Ecol Appl* 4:768–785. <https://doi.org/10.2307/1942007>
- Klemm DJ, Blocksom KA, Fulk FA, et al (2003) Development and evaluation of a macroinvertebrate biotic integrity index (MBII) for regionally assessing Mid-Atlantic Highlands Streams. *Environ Manage* 31:656–69. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2945-7>
- Lakew A, Moog O (2015) A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for assessing the ecological status of streams and rivers in central and southeast highlands of Ethiopia. *Hydrobiologia* 751:229–242. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2189-1>

- Ligeiro R, Hughes RM, Kaufmann PR, et al (2013) Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecol Indic* 25:45–57. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.004>
- Linares MS, Callisto M, Marques JC (2018) Compliance of secondary production and eco-exergy as indicators of benthic macroinvertebrates assemblages' response to canopy cover conditions in Neotropical headwater streams. *Sci Total Environ* 613–614:1543–1550. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.282>
- Linares MS, Callisto M, Marques JC (2017) Invasive bivalves increase benthic communities complexity in neotropical reservoirs. *Ecol Indic* 75:279–285. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.046>
- Lunde KB, Resh VH (2012) Development and validation of a macroinvertebrate index of biotic integrity (IBI) for assessing urban impacts to Northern California freshwater wetlands. *Environ Monit Assess* 184:3653–74. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2214-4>
- Macedo D, Callisto M, Magalhães Jr AP (2011) Restauração de cursos d'água em áreas urbanizadas: Perspectivas para a realidade brasileira. *Rev Bras Recur Hídricos* 16:127–139. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v16n3.p127-139>
- Macedo DR, Hughes RM, Ferreira WR, et al (2016) Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. *Ecol Indic* 64:132–141. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.019>
- Macedo DR, Hughes RM, Kaufmann PR, Callisto M (2018) Development and validation of an environmental fragility index (EFI) for the neotropical savannah biome. *Sci Total Environ* 635:1267–1279. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.216>
- Macedo DR, Hughes RM, Ligeiro R, et al (2014) The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in Cerrado biome streams. *Landsc Ecol* 29:1001–1016. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0036-9>
- Macedo DR, Magalhães Jr AP (2011) Percepção social no programa de restauração de cursos d'água urbanos em Belo Horizonte. *Soc Nat* 23:51–63. <https://doi.org/10.1590/S1982-4513201100100005>
- MacNally R (2000) Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: the distinction between—and reconciliation of—'predictive' and 'explanatory' models. *Biodivers Conserv* 9:655–671. <https://doi.org/10.1023/A:1008985925162>
- Maillard P, Santos NAP (2008) A spatial-statistical approach for modeling the effect of non-point source pollution on different water quality parameters in the Velhas river watershed--Brazil. *J Environ Manage* 86:158–70. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.12.009>
- Marzin A, Verdonschot PFM, Pont D (2013) The relative influence of catchment, riparian corridor, and reach-scale anthropogenic pressures on fish and macroinvertebrate assemblages in French rivers. *Hydrobiologia* 704:375–388. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1254-2>
- Mereta ST, Boets P, De Meester L, Goethals PLM (2013) Development of a multimetric index based on benthic macroinvertebrates for the assessment of natural wetlands in Southwest Ethiopia. *Ecol Indic* 29:510–521. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.026>
- Moreno P, França JS, Ferreira WR, et al (2009) Use of the BEAST model for biomonitoring water quality in a neotropical basin. *Hydrobiologia* 630:231–242. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9796-7>
- Morley SA, Karr JR (2002) Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound basin. *Conserv Biol* 16:1498–1509. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01067.x>
- Oliveira LM, Maillard P, Andrade Pinto EJ (2017) Application of a land cover pollution index to model non-point pollution sources in a Brazilian watershed. *Catena* 150:124–132. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.11.015>
- Oliveira LM, Maillard P, Andrade Pinto EJ (2016) Modeling the effect of land use/land cover on nitrogen, phosphorous and dissolved oxygen loads in the Velhas River using the concept of exclusive contribution area. *Environ Monit Assess* 188:333. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5323-2>
- Oliveira RBS, Baptista DF, Mugnai R, et al (2011) Towards rapid bioassessment of wadeable streams in Brazil: development of the Guapiau-Macau multimetric index (GMMI) based on benthic macroinvertebrates. *Ecol Indic* 11:1584–1593. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.001>
- Paul MJ, Meyer JL (2008) Streams in the urban landscape. In: *Urban Ecology*. Springer US, Boston, MA, pp 207–231
- Pompeu PS, Alves CBM, Callisto M (2005) The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas basin, Brazil. In: Brown LR, Gray RH, Hughes RM, Meador MR (eds) *American Fisheries Society Symposium*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, pp 11–22
- Roldán-Pérez GA (2003) Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: uso del método BMWP/Col. Edit. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia

- Ruaro R, Gubiani EA (2013) A scientometric assessment of 30 years of the index of biotic integrity in aquatic ecosystems: applications and main flaws. *Ecol Indic* 29:105–110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.016>
- Santos JP, Martins I, Callisto M, Macedo DR (2017) Relações entre qualidade da água e uso e cobertura do solo em múltiplas escalas espaciais na bacia do Rio Pandeiros, Minas Gerais. *Rev Espinhaço* 6:36–46. <https://doi.org/10.5281/zenodo.2575760>
- Saporito S, Chavers JM, Nixon LC, McQuiddy MR (2007) From here to there: Methods of allocating data between census geography and socially meaningful areas. *Soc Sci Res* 36:897–920. <https://doi.org/10.1016/j.ssresearch.2006.05.004>
- Shannon CE (1948) A Mathematical Theory of Communication. *Bell Syst Tech J* 27:623–656. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb00917.x>
- Shen Z, Hou X, Li W, et al (2015) Impact of landscape pattern at multiple spatial scales on water quality: A case study in a typical urbanised watershed in China. *Ecol Indic* 48:417–427. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.019>
- Silva DRO, Herlihy AT, Hughes RM, Callisto M (2017) An improved macroinvertebrate multimetric index for the assessment of wadeable streams in the neotropical savanna. *Ecol Indic* 81:514–525. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.017>
- Sliva L, Dudley Williams D (2001) Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water Res* 35:3462–3472. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00062-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00062-8)
- Sponseller RA, Benfield EF, Valett HM (2001) Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshw Biol* 46:1409–1424. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00758.x>
- Strahler AN (1957) Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans Am Geophys Union* 38:913. <https://doi.org/10.1029/TR038i006p00913>
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, et al (1980) The river continuum concept. *Can J Fish Aquat Sci* 37:130–137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- Walters DM, Roy AH, Leigh DS (2009) Environmental indicators of macroinvertebrate and fish assemblage integrity in urbanizing watersheds. *Ecol Indic* 9:1222–1233. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.02.011>
- Wang L, Lyons J, Kanehl P, Bannerman R (2001) Impacts of Urbanization on Stream Habitat and Fish Across Multiple Spatial Scales. *Environ Manage* 28:255–266. <https://doi.org/10.1007/s0026702409>

Biomonitoring and urban pressures: An integrated approach between Ecology and Geography in the Velhas river basin

Marcos Callisto*

Pablo Moreno**

Diego Rodrigues Macedo***

*Biologist (UFRJ). Master in Ecology (UFRJ). Doctorate in Biological Sciences (UFRJ). Professor at UFMG.

** Biologist (UFMG). Master in Ecology (UFMG). Doctorate in Ecology (UFMG). Professor at Faculdade de Saúde Ibituruna.

*** Geographer (UFMG). Master in Geography (UFMG). Doctorate in Ecology (UFMG). Professor at UFMG.

Abstract: The characterization of hydrological basins and the development of environmental evaluation tools to subsidize the sustainable management of water resources require interdisciplinary approaches. The aim of this study was to integrate ecological and geographic metrics to evaluate water quality in the Velhas river basin, a tributary of the São Francisco river (Minas Gerais, Brazil). For that it was used data on the composition of benthic macroinvertebrate assemblages of 19 different tributaries in the Velhas river basin. Geographic information was acquired for each of the sampling site drainage sub-basins, consisting of urban and rural population density, sanitary infrastructure and land use and cover. These metrics were synthesized through a Principal Component Analysis (PCA) and the associations between ecological and geographical metrics were analysed using linear regressions, with the three most representative axes of PCA as predictors synthesizing: (i) urban influence (44.37%), (ii) rural influence (16.88%), and (iii) influence of natural coverage (14.63%). The models generated for the biological metrics Richness, diversity of Shannon-Wiener, BMWP, ASPT and % of Oligochaeta showed a significant correlation ($R^2 \geq 44-90$, $p < 0.002$) and all were dependent on the first axis of the PCA, evidencing that the biological metrics are sensitive to urban pressures. We conclude that urbanization is the main cause of degraded water quality in the Velhas River hydrological basin, with potential to compromise it for the entire São Francisco River basin.

Keywords: Benthic macroinvertebrates, GIS, drainage basin, environmental degradation, census data, land use and cover.

Informações sobre os autores

Marcos Callisto

E-mail: callistom@ufmg.br

Link para o currículo lattes: <http://lattes.cnpq.br/4097793138747810>

Pablo Moreno

E-mail: pablomorenosouzapaula@gmail.com

Link para o currículo lattes: <http://lattes.cnpq.br/1701206890558440>

Diego Rodrigues Macedo

E-mail: diegorm@ufmg.br

Link para o currículo lattes: <http://lattes.cnpq.br/0805217613268162>

Artigo Recebido em: 01-02-2019

Artigo Aprovado em: 18-04-2019