

# Integração de indicadores ecológicos, ambientais e de saúde humana em microbacias urbanas

Luziana Garuana\*

Diego Rodrigues Macedo\*\*

Antônio Thomaz Gonzaga da Matta-Machado \*\*\*

Marcos Callisto\*\*\*\*

\* Ecóloga (UNESP). Mestre em Ecologia (UFMG). Doutora em Ambiente e Sociedade (UNICAMP).

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

\*\*\* Médico (UFMG). Mestre em Medicina (UFMG). Doutor em Saúde Pública (UFMG). Professor na UFMG.

\*\*\*\* Biólogo (UFRJ). Mestre em Ecologia (UFRJ). Doutor em Ciências (UFMG). Professor na UFMG.

**Resumo** A integração de indicadores ecológicos, ambientais e de saúde humana é uma ferramenta inovadora para avaliar a qualidade ambiental de bacias hidrográficas urbanas, na perspectiva da Política Nacional de Recursos Hídricos. A cidade de Belo Horizonte, localizada no trecho alto da bacia do Rio das Velhas, utiliza as microbacias hidrográficas como territórios de planejamento de saneamento ambiental em políticas públicas desde o final da década de 1990. Este estudo teve como objetivo integrar indicadores de qualidade de água e de saúde humana em dez microbacias hidrográficas urbanas na Região Metropolitana de Belo Horizonte. Testamos a hipótese de que a saúde das populações humanas que vivem em microbacias urbanas é possivelmente relacionada à qualidade de água, e que a qualidade de água, incluindo a integridade biótica de comunidades de macroinvertebrados bioindicadores (riqueza e abundância relativa) é influenciada pelo tipo de ocupação do solo. Parâmetros físicos e químicos de qualidade de água, métricas biológicas de indicadores bentônicos, métricas de saúde humana (mortalidade infantil e internação por diarreia infantil), e as condições de ocupação de solo urbano (vegetação, impermeabilização e proporção de córregos em leito natural) foram analisados através de modelos lineares generalizados. Os resultados obtidos evidenciaram que o aumento dos casos de internação por diarreia infantil no período de 2005 a 2008 foram relacionados à qualidade de água ( $R^2 = 0,35$ ;  $p < 0,05$ ), devido à diminuição de oxigênio dissolvido. O número de táxons de bioindicadores bentônicos resistentes à poluição variou positivamente com a proporção de áreas impermeabilizadas e com a proporção de canalizações em leitos de rios ( $R^2 = 0,63$ ;  $p < 0,01$ ). Foi evidenciado que a qualidade de água é associada à ocorrência de doenças na população urbana e ao uso desordenado do solo nas microbacias estudadas no trecho alto da bacia hidrográfica do Rio das Velhas. Maiores investimentos públicos em saneamento (Meta 2030) são prementes para a melhoria da saúde humana e ambiental, que poderão proporcionar benefícios para a população na região metropolitana de Belo Horizonte.

**Palavras-chave:** rios urbanos, bioindicadores bentônicos, bacia hidrográfica, avaliação ambiental integrada, qualidade de vida, saúde e meio ambiente.

## 1. Introdução

A água é um recurso natural de importância vital à manutenção de qualidade de vida de populações humanas e o equilíbrio ecológico de rios urbanos garante maiores valores econômico, político e social na perspectiva de serviços ecossistêmicos (Lucena *et al.* 2013). A gestão inadequada de recursos hídricos, os usos não sustentáveis em atividades agrícolas e industriais, levaram à crise de escassez e contaminação de água doce em todo o planeta, comprometendo sua disponibilidade e qualidade para as futuras gerações (FAO 2016; Díaz *et al.* 2019).

No Brasil, importantes bacias hidrográficas como as dos rios Doce (Santolin *et al.* 2015), São Francisco (Matta-Machado 2008), Piracicaba e Paraopeba (Soares *et al.* 2020) sofrem com múltiplos impactos decorrentes de atividades

agrícolas, industriais, escoamento de esgotos domésticos sem tratamento, responsáveis pela deterioração de sua qualidade ambiental. Nesse contexto, a bacia hidrográfica do rio das Velhas merece especial atenção do ponto de vista ambiental, visto que é o maior afluente em extensão da bacia do rio São Francisco (CBHVelhas 2020). Suas águas drenam regiões com intensas atividades de mineração e agricultura, além de serem receptoras de efluentes de esgotos domésticos e industriais provenientes da Região Metropolitana de Belo Horizonte (Pompeu *et al.* 2005; Callisto *et al.* 2019a), onde vivem mais de 5 milhões de habitantes (IBGE 2010).

A utilização de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ecológica é considerada como uma importante ferramenta na avaliação de impactos ambientais em bacias hidrográficas (Macedo *et al.* 2016; Silva *et al.* 2017; Callisto *et al.* 2019b). A abordagem de

biomonitoramento é utilizada para diagnosticar alterações nas condições limnológicas de rios que não são detectadas por monitoramentos de variáveis físicas e químicas (Aazami *et al.* 2019), além de permitir uma avaliação integrada de efeitos da urbanização (Callisto *et al.* 2019a).

Os macroinvertebrados bentônicos respondem a distúrbios por atividades antrópicas através da simplificação da composição de sua biota (incluindo perda de biodiversidade e funções ecossistêmicas) em áreas sob impactos ambientais (França *et al.* 2019; Blake e Rhanor 2020). Distúrbios causados pela urbanização e agricultura e seus efeitos sobre um rio podem contribuir para a baixa diversidade da fauna bentônica, além de influenciar parâmetros físicos e químicos na coluna d'água e sedimentos nesses ecossistemas (Oliveira *et al.* 2016; Silva *et al.* 2018).

Além de parâmetros físicos e químicos (Souza e Gastaldini 2014), a poluição de águas urbanas pode ser avaliada por indicadores de saúde humana como indicadores de doenças de veiculação hídrica (Baguma 2017). As taxas de mortalidade infantil e internação por diarreia infantil podem, indiretamente, ser relacionadas à qualidade de água em microbacias urbanas (Araújo *et al.* 2019). Avaliar a qualidade de águas em rios urbanos é importante para avaliar a saúde de populações humanas que vivem no seu entorno (França *et al.* 2019). As águas em rios urbanos podem veicular doenças, além dos usos para consumo humano, irrigação, pesca e recreação (Okafor 2011; Bastos *et al.* 2018).

O uso do solo também é um importante indicador de distúrbios antrópicos em microbacias urbanas (Huashan *et al.* 2016, Callisto *et al.* 2019a). Mudanças na paisagem podem afetar a integridade de rios urbanos, com consequências negativas para a biota aquática, como redução da riqueza e diversidade de espécies, comprometendo a saúde desses ecossistemas (Macedo *et al.* 2014; Callisto *et al.* 2019b; Wantzen *et al.* 2019; Yadamsuren *et al.* 2020). Variáveis de uso e ocupação do solo, como indicadores de urbanização, contribuem para o entendimento de efeitos antrópicos em rios urbanos e suas microbacias hidrográficas (Macedo *et al.* 2011; Oliveira *et al.* 2016; Callisto *et al.* 2019a).

Considerando a importância da avaliação integrada de indicadores que descrevam e caracterizem a qualidade ecológica de rios urbanos e indicadores de saúde humana, este estudo teve como objetivo avaliar a pressão exercida pelo uso e ocupação do solo e indicadores de qualidade de água (parâmetros ecológicos e abióticos) e relacioná-los aos indicadores de saúde humana (mortalidade infantil e internação por diarreia infantil) em microbacias de rios urbanos na Região Metropolitana de Belo Horizonte. Nossa hipótese foi de que a saúde das populações que vivem em microbacias urbanas é possivelmente relacionada à qualidade de água, aferida por parâmetros físicos e químicos de qualidade de água, métricas de comunidades de macroinvertebrados bentônicos bioindicadores e pelo uso do solo no entorno, refletido nas taxas de impermeabilização e condição de canalização de cursos d'água.

## 2. Material e Métodos

### *Área de Estudo*

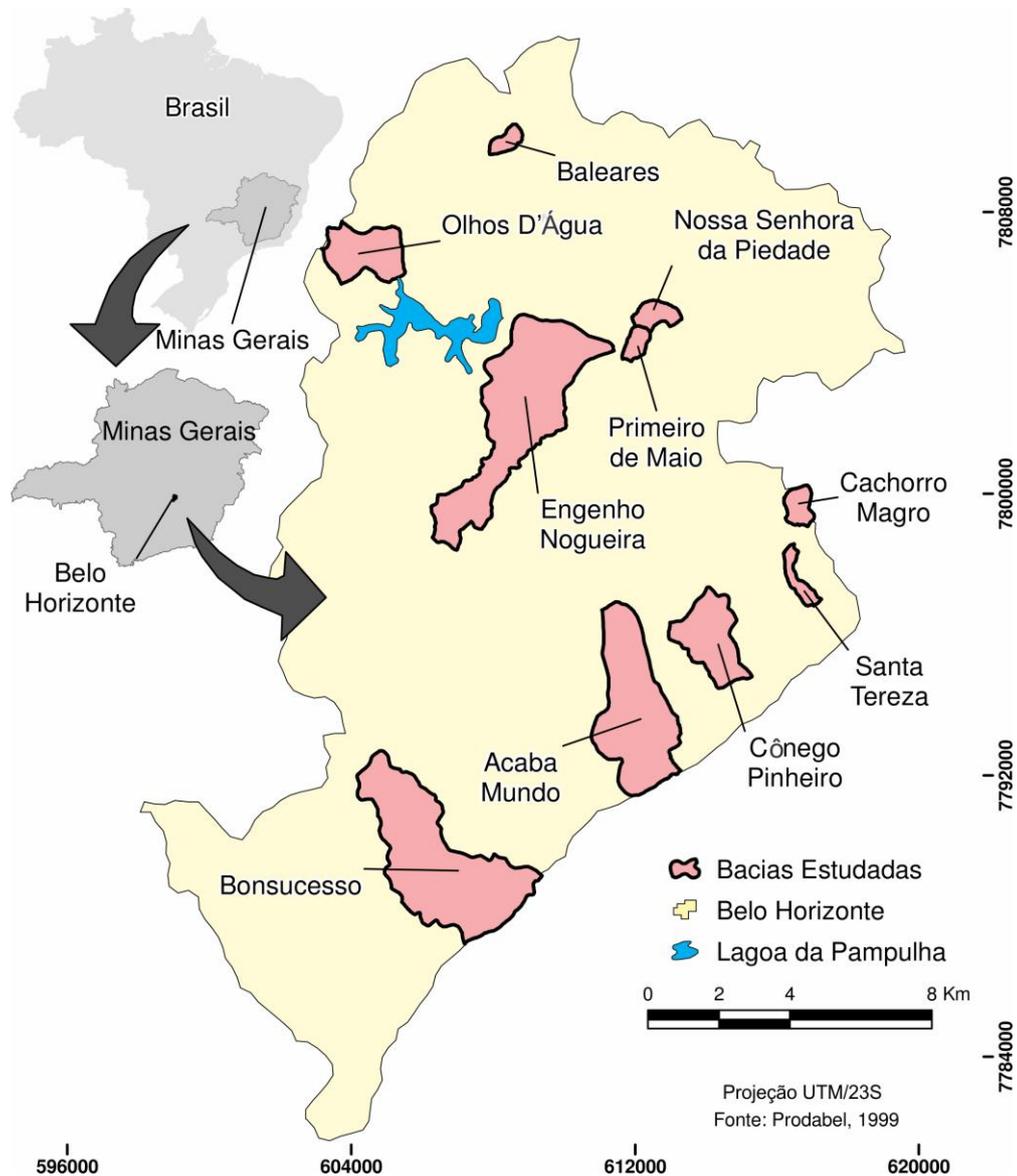
O município de Belo Horizonte, capital do Estado de Minas Gerais, Brasil, localiza-se em uma área de 331 Km<sup>2</sup> e encontra-se entre as coordenadas geográficas 19°46'35''S e 20°03'34''S e 43°51'27''W e 44°03'47''W. No período de 2005 a 2008, Belo Horizonte possuía uma população urbana de aproximadamente 2.230.000 habitantes (IBGE 2010); o que corresponde a cerca de 50% da população total na bacia do rio das Velhas, apesar de ocupar apenas 0,85% da área da bacia. A Região Metropolitana de Belo Horizonte apresenta os maiores focos de poluição hídrica de toda a bacia do rio das Velhas, como esgotos domésticos e industriais lançados em suas águas com baixo percentual de tratamento (Pompeu *et al.* 2005; Ferreira *et al.* 2011; Callisto *et al.* 2019a; CBHVelhas 2020). Desde 2001 a cidade de Belo Horizonte utiliza as microbacias hidrográficas como territórios de planejamento de saneamento ambiental (Belo Horizonte 2001).

Dez microbacias hidrográficas foram monitoradas entre 2005 e 2008 (Figura 1): sete destas entre 2005 e 2007 (Baiares, Bonsucesso, Cônego Pinheiro, Engenho Nogueira, Nossa Senhora da Piedade, Primeiro de Maio e Santa Tereza) em coletas trimestrais, nos períodos sazonais de chuvas e seca; e três (Acaba Mundo, Cachorro Magro e Olhos d'Água) durante o ano de 2008, em duas coletas sazonais, respectivamente um período de chuvas e um de seca.

### *Taxas de mortalidade infantil e internação por diarreia infantil*

O levantamento das taxas de mortalidade infantil e internação por diarreia infantil foi realizado através do Sistema de Nascidos Vivos (SINASC), Sistema de Mortalidade (SIM) e Sistema de Informação Hospitalar (SIH) para o período de 2005 a 2007. Todos os dados foram georreferenciados: os dados do SIM e do SINASC foram disponibilizados por coordenadas geográficas, enquanto o SIH forneceu as hospitalizações por endereço, e todos foram espacializados por microbacia, através de consulta espacial dentro de um Sistema Informativo Geográfico (SIG). Os eventos foram pontualmente georreferenciados aos seus respectivos endereços de residência e, quando de sua ausência, foi utilizado o endereço mais próximo, considerando as bases geográficas de quadras e trechos de logradouros disponibilizados pela Prefeitura Municipal de Belo Horizonte. Os casos foram agregados nas microbacias e estas foram as unidades espaciais de análise neste estudo.

Durante o período avaliado, em cada microbacia hidrográfica foram definidas as taxas de mortalidade infantil (número de crianças mortas até o 1º ano de vida para cada 1000 nascidos vivos) e taxa de internações por diarreia infantil (número de hospitalizações por diarreia infantil para cada 1000 crianças até 5 anos de idade) (McMahon e Trichopoulos 1996).



**Figura 1:** Mapa da área de estudos incluindo as microbacias hidrográficas no município de Belo Horizonte (MG).  
Fonte: Prodel (1999)

### Caracterização de rios urbanos

As variáveis físicas e químicas de qualidade de água (temperatura (°C), pH, oxigênio dissolvido (mg/L) e turbidez (UNT)) foram mensuradas utilizando-se uma sonda multiparâmetros Horiba modelo U-10, e Condutividade Elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) e Sólidos Totais e Dissolvidos (mg/L) com aparelhos portáteis marca YSI. A determinação dos teores de Nitrogênio Total e Fósforo Total foi realizada de acordo com o *Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA 2005).

Em cada estação amostral (microbacia) foram coletadas três réplicas para o estudo das comunidades de macroinvertebrados bentônicos com um amostrador de sedimentos do tipo *Surber* (25 x 25 cm), malha 250  $\mu\text{m}$  de poro, com área amostral de 0,0625  $\text{m}^2$ . As coletas de amostras foram realizadas sazonalmente (chuvas e seca), nas 10 microbacias, totalizando 270 amostras. As amostras coletadas foram acondicionadas em sacos plásticos, fixadas

com formol 10% e levadas para o Laboratório de Ecologia de Bentos da Universidade Federal de Minas Gerais para serem lavadas e posteriormente triadas e identificadas até o nível de família (Péres 1988; Merritt e Cummins 1996).

Os exemplares coletados e identificados taxonomicamente foram depositados na Coleção de Referência de Macroinvertebrados Bentônicos do Instituto de Ciências Biológicas/UFMG, seguindo a metodologia descrita por França e Callisto (2007). Foram calculadas as métricas riqueza taxonômica e abundância relativa de grupos tolerantes à poluição orgânica (% Chironomidae + % Oligochaeta = % CHOL). A riqueza é a medida mais comum de diversidade e seus padrões são largamente utilizados como indicadores de resistência e resiliência a distúrbios antrópicos (Hughes e Noss 1992; Vinson e Hawkins 1998). A % CHOL possui relação direta com as perturbações antrópicas na água e são mais representativas para evidenciar o aumento do impacto sobre os ecossistemas aquáticos (Ferreira *et al.* 2011; Callisto *et al.* 2019a).

## Uso e ocupação do solo

A avaliação do uso e ocupação do solo foi realizada através da classificação manual de imagens de alta resolução espacial adquiridas através de levantamento aerotransportado. Os elementos foram avaliados para os trechos a montante das estações de coleta de água e macroinvertebrados bentônicos: (i) porcentagem de vegetação de porte arbóreo e (ii) porcentagem de áreas impermeabilizadas foram avaliadas para um buffer de 100m no entorno dos cursos d'água, e (iii) porcentagem de leito natural em relação ao total da hidrografia. Nas análises estatísticas, as variáveis de uso e ocupação do solo (impermeabilização, vegetação e leito natural) foram consideradas como variáveis independentes.

## Análise de Dados

A associação entre os parâmetros de qualidade de água e as taxas de mortalidade infantil e prevalência de internação por diarreia infantil, assim como a associação de variáveis de

uso e ocupação do solo e os indicadores bióticos e abióticos de qualidade de água foram realizadas através de modelos lineares generalizados com distribuição *Gamma*. Os modelos foram validados através do nível de significância dos parâmetros  $\beta_0$  e  $\beta_1$  ( $p < 0,05$ ), e quanto ao ajuste do desvio residual frente à distribuição *Gamma* (Costa 2019). O ajuste do modelo foi avaliado através do coeficiente de determinação ( $R^2$ ) calculado por:  $1 - (\text{soma dos quadrados dos desvios residuais} / \text{soma dos quadrados dos desvios nulos})$ .

## 3. Resultados

O maior valor de taxa de mortalidade infantil foi de 30,43 ‰ na bacia do córrego Nossa Senhora da Piedade; e o menor foi de 9,47 ‰ na bacia do córrego Acaba Mundo. A maior prevalência de internação por diarreia infantil foi na bacia do córrego Santa Tereza em 2006 (130,08 ‰) e menor ocorreu na bacia do córrego Acaba Mundo em 2008 (3,21 ‰) (Tabela 1).

Microbacias urbanas	Mortalidade infantil (%)	Internação por diarreia infantil (%)
Acaba Mundo	9,47	3,21
Baleares	8,10	22,22
Bom Sucesso	15,47	25,58
Cachorro Magro	13,16	95,24
Cônego Pinheiro	17,57	44,76
Engenho Nogueira	10,55	31,32
Nossa Senhora da Piedade	30,43	34,48
Olhos d'Água	10,49	53,19
Primeiro de Maio	10,64	21,63
Santa Tereza	13,19	130,08

**Tabela 1:** Taxas de mortalidade infantil e prevalência de internação por diarreia infantil entre 2005-2007 nas dez bacias urbanas estudadas na região metropolitana de Belo Horizonte.

Fonte: Secretaria Municipal de Saúde de Belo Horizonte

Ao todo, 110.000 macroinvertebrados bentônicos foram triados e identificados nas dez microbacias urbanas entre janeiro de 2005 e maio de 2008. A riqueza média nas microbacias foi de 5,23 táxons e os grupos Chironomidae e Oligochaeta (% CHOL) foram os mais abundantes nas 10 microbacias, com um percentual médio de 64,23% (Tabela 2). Em geral, 73% dos macroinvertebrados coletados eram da ordem Diptera (famílias Chironomidae, Anthomyidae,

Canacidae, Ceratopogonidae, Culicidae, Dolichopodidae, Empididae, Ephydriidae, Muscidae, Psychodidae, Simuliidae, Stratiomyidae, Syrphidae, Tabanidae e Tipulidae). Outros grupos de macroinvertebrados bentônicos coletados nas microbacias incluíram: Psychodidae (21,6%), Planariidae (1,2%) e Bivalvia (1,1%). Os demais grupos não alcançaram um por cento do total de indivíduos amostrados por estação de coleta (Apêndice).

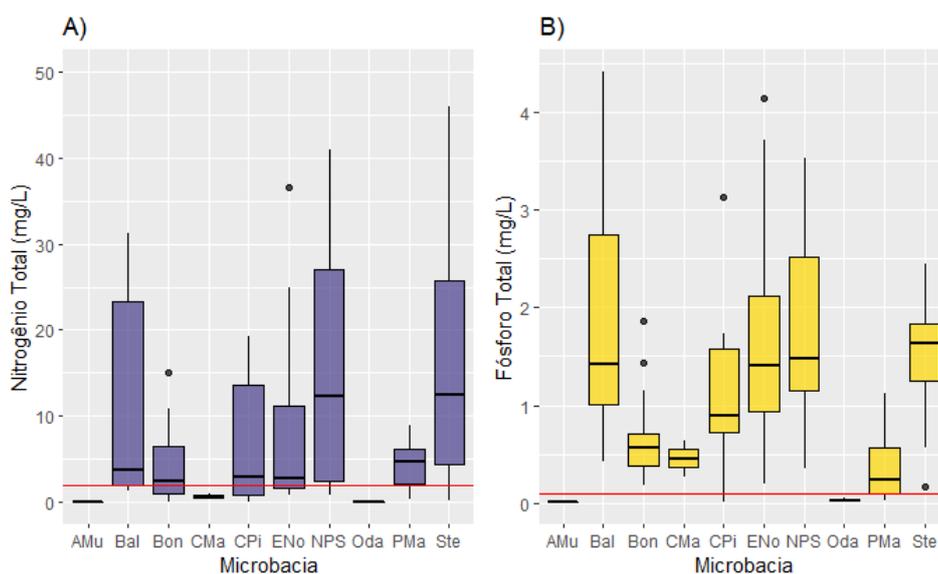
Microbacias	Riqueza Taxonômica		% CHOL	
	média ± dp.	(mín. - máx.)	média ± dp.	(mín. - máx.)
AMu	9,5 ± 0,71	(9 – 10)	72,49 ± 29,89	(51,35 – 93,63)
Bal	5,25 ± 2,45	(3 – 11)	55,04 ± 28,87	(8,15 – 93,21)
Bon	4,17 ± 1,13	(3 – 7)	95,34 ± 6,96	(78,26 – 99,96)
CMa	7 ± 2,83	(5 – 9)	91,78 ± 10,13	(84,62 – 98,95)
CPi	7,18 ± 1,54	(5 – 9)	65,33 ± 22,88	(32,73 – 98,66)
ENo	3,35 ± 1,37	(2 – 8)	46,24 ± 31,75	(0 – 100)
NSP	5,75 ± 1,14	(4 – 8)	35,03 ± 25,38	(6,09 – 95,67)
Oda	5,5 ± 2,12	(4 – 7)	59,14 ± 53,87	(21,05 – 97,23)
PMa	6,73 ± 3,41	(3 – 15)	86,44 ± 18,84	(35,16 – 98,93)
STe	6,17 ± 1,99	(3 – 9)	48,41 ± 26,62	(5,2 – 88,55)
Total Geral	5,23 ± 2,29	(2 – 15)	64,23 ± 31,92	(0,04 – 100)

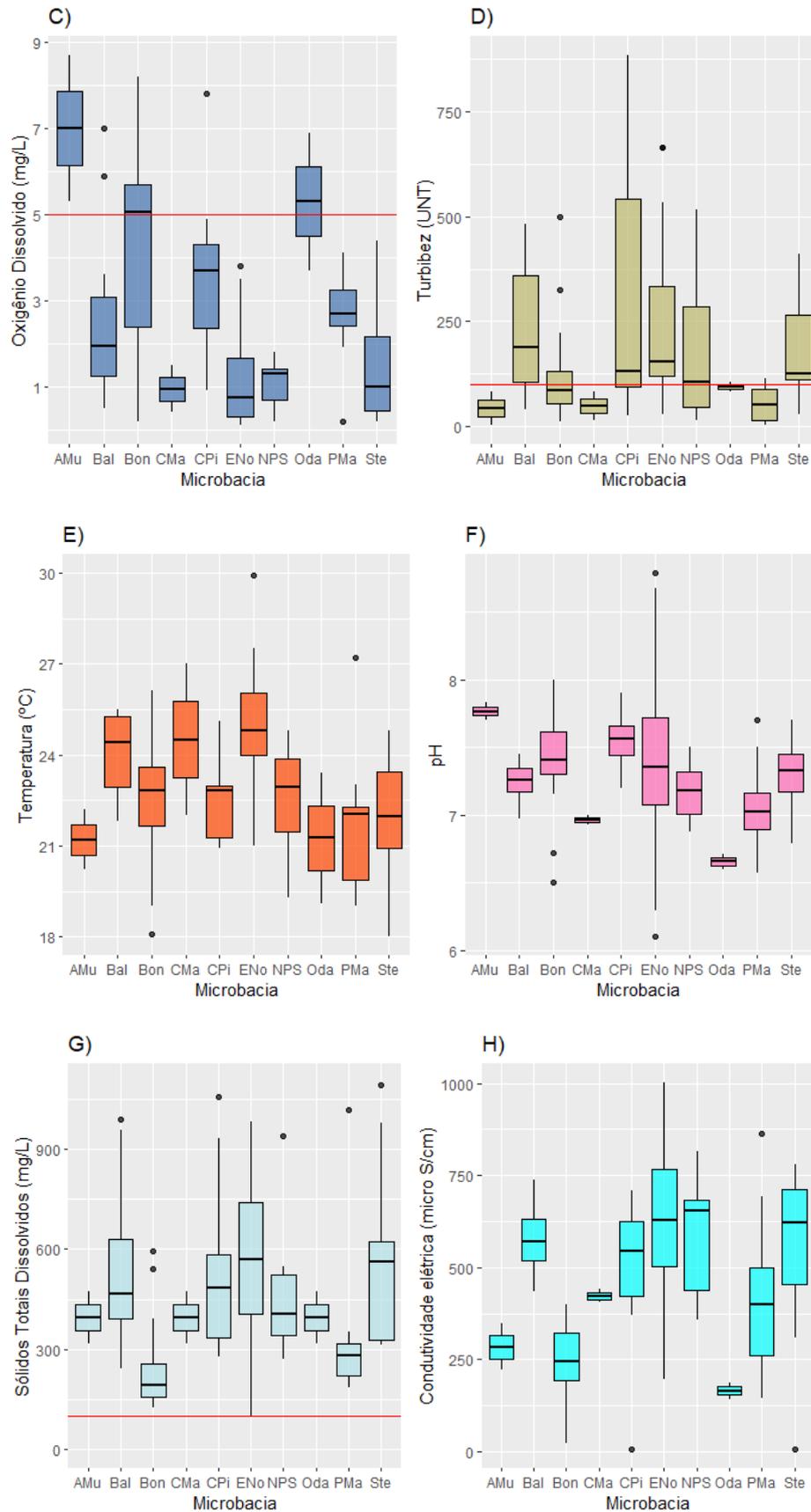
**Tabela 2:** Riqueza taxonômica de macroinvertebrados bentônicos e a porcentagem dos grupos Chironomidae e Oligochaeta (% CHOL) em 10 microbacias em Belo Horizonte (MG), nos anos de 2005 a 2008. (AMu: Acaba Mundo; Bal: Baleares; Bon: Bonsucesso; CMa: Cachorro Magro; CPi: Cônego Pinheiro; ENo: Engenho Nogueira; NSP: Nossa Senhora da Piedade; Oda: Olhos d'Água; PMa: Primeiro de Maio; STe: Santa Tereza).

Fonte: Elaboração própria

As legislações federal (Brasil, 2005) e estadual (Minas Gerais, 2008) estabelecem limites individuais para cada parâmetro em classes de qualidade de água, considerando seu uso humano mais exigente. De acordo com a legislação para as águas doces inseridas na Classe 2 (meta de classificação de águas no estado de Minas Gerais), o limite máximo para a variável Nitrogênio Total é de 2,18 mg/L e para o Fósforo Total é de 0,1 mg/L, em ecossistemas lóticos. O oxigênio dissolvido não deve ser inferior a 5 mg/L; a turbidez máxima

é 100 UNT; os limites de pH devem ser entre 6,0 e 9,0; e os sólidos totais dissolvidos, 100 mg/L. Neste estudo, foram observadas variações nos valores de nitrogênio total (0,04 – 141,6 mg/L); fósforo total (0,007 – 4,41 mg/L); oxigênio dissolvido (0,1 – 8,7 mg/L); turbidez (2 – 885 UNT), temperatura (16,7 – 32,1 °C); pH (6,1 – 8,8); sólidos totais dissolvidos (98 – 2671 mg/L); e condutividade elétrica (6 – 1002 micro S/cm) (Figura 2).



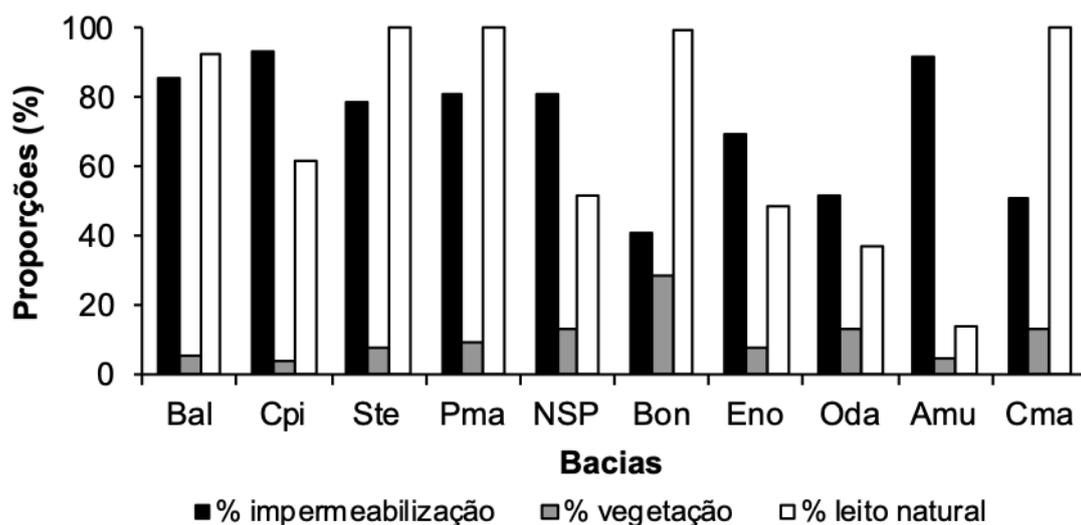


**Figura 2:** Valores medianos, máximos e mínimos de (A) nitrogênio total (mg/L), (B) fósforo total (mg/L), (C) oxigênio dissolvido (mg/L), (D) turbidez (UNT), (E) temperatura (°C), (F) pH, (G) sólidos totais dissolvidos (mg/L) e (H) condutividade elétrica (micro S/cm) em 10 microbacias na Região Metropolitana de Belo Horizonte (2005 a 2008). A linha vermelha indica os limites legais para Classe 2 (Brasil, 2005; Minas Gerais, 2008).

Fonte: Elaboração própria

Na caracterização do uso e ocupação do solo nas microbacias estudadas, foi observado alto grau de urbanização, sendo que metade das microbacias têm mais de 80% de área impermeabilizada. A bacia do córrego Bonsucesso é a menos impermeabilizada (41%) e é a que possui o maior valor de porcentagem de vegetação (28,5%), no limite de 100 metros a partir de cada margem do curso d'água. As outras microbacias não atingiram 15% de áreas verdes em seus

territórios. Três microbacias (Cachorro Magro, Primeiro de Maio e Santa Tereza) possuem 100% de seus cursos d'água em leito natural. Por outro lado, três microbacias possuem menos de 50% de seus córregos em leito natural: Engenho Nogueira; Olhos d'Água e Acaba Mundo. O córrego Acaba Mundo é o que possui a maior taxa de canalização, com apenas 14% de seu curso d'água em leito natural (Figura 3).



**Figura 3:** Proporções de impermeabilização, vegetação e cursos d'água em leito natural em 10 microbacias na Região Metropolitana de Belo Horizonte. (Bal: Baleares; Cpi: Cônego Pinheiro; Ste: Santa Tereza; Pma: Primeiro de Maio; NSP: Nossa Senhora da Piedade; Bon: Bonsucesso; Eno: Engenho Nogueira; Oda: Olhos d'Água; Amu: Acaba Mundo; Cma: Cachorro Magro).

Fonte: Elaboração própria

Não houve relação significativa do índice de mortalidade infantil com as métricas biológicas de indicadores bentônicos e as variáveis físicas e químicas de qualidade de água ( $p > 0,05$ ). Ou seja, a taxa de mortalidade infantil nas microbacias não foi correlacionada à riqueza de macroinvertebrados bentônicos, %CHOL, condutividade elétrica, pH, N-total, P-

total, oxigênio dissolvido e turbidez. A taxa de internação por diarreia infantil foi correlacionada negativamente com os teores de oxigênio dissolvido ( $R^2 = 0,35$ ;  $p < 0,05$ ), ou seja, foi observada diminuição das taxas de internação em áreas com melhor qualidade de água (Tabela 3).

y=Internação infantil por diarreia	Coeficientes		p-valor	R <sup>2</sup>
	$\beta$	$\exp(\beta)$		
				0,35
Intercepto ( $\beta_0$ )	4,85	129	< 0,0001	
Oxigênio dissolvido ( $\beta_1$ )	-0,41	0,65	0,027	

**Tabela 3:** Modelos ajustados entre internação infantil por diarreia e oxigênio dissolvido.

Fonte: Elaboração própria

A riqueza de macroinvertebrados bentônicos foi correlacionada positivamente com a variável de uso e ocupação do solo relacionada à impermeabilização nas microbacias urbanas ( $R^2 = 0,63$ ;  $p < 0,01$ ; Tabela 4). Foi observado aumento do número de organismos tolerantes a

poluição orgânica (principalmente da ordem Diptera, famílias Chironomidae, Psychodidae, Ceratopogonidae, Muscidae, Stratiomyidae, Tipulidae) em córregos urbanos impermeabilizados.

y=Riqueza taxonômica	Coeficientes		p-valor	R <sup>2</sup>
	$\beta$	exp( $\beta$ )		
				0,63
Intercepto ( $\beta_0$ )	0,8425	2,322	0,002	
% Superfície impermeabilizada ( $\beta_1$ )	1,06	2,886	0,003	

Tabela 4: Modelo ajustado entre riqueza taxonômica e % superfície impermeabilizada.  
Fonte: Elaboração própria

#### 4. Discussão

Nossos resultados evidenciaram que o oxigênio dissolvido como indicador de qualidade de água e o número de internações por diarreia infantil (indicador de saúde humana) foram correlacionados negativamente, sendo possível inferir que a saúde de populações humanas é afetada pela qualidade de água em rios urbanos, corroborando nossa hipótese de estudos. A riqueza de bioindicadores bentônicos de qualidade de água foi correlacionada positivamente à proporção de área impermeabilizada na bacia, o que confirma nossa hipótese de que há influência do uso e ocupação do solo nas bacias estudadas sobre os organismos aquáticos.

A qualidade da água nas dez microbacias urbanas avaliadas neste estudo mostrou-se severamente comprometida devido às diversas fontes de poluição hídrica como efluentes domésticos, industriais, e por um intenso processo de urbanização no entorno destas bacias. A saúde das populações humanas que vivem nestas bacias é relacionada à qualidade de água, aferida pela correlação negativa entre internações por diarreia infantil e o oxigênio dissolvido na água. A principal causa de internações por diarreia infantil é a falta de acesso à água potável para consumo, na higienização pessoal e de utensílios domésticos, principalmente em países em desenvolvimento, que não investem adequadamente em saneamento básico (Soboksa *et al.* 2019). No Brasil, as diarreias infecciosas estão entre as principais causas de internação infantil (Pedraza e Araújo 2017). Portanto, investimentos em infraestrutura visando a melhoria da qualidade de água em rios urbanos podem evitar que crianças sofram com doenças de veiculação hídrica que, muitas vezes, levam à óbito. Políticas públicas devem reduzir o risco à saúde das populações ribeirinhas que vivem no entorno dos rios urbanos na região metropolitana de Belo Horizonte, sobretudo as de baixa renda (Matta-Machado 2007; Barbosa 2019).

A integração entre os indicadores de condições ecológicas de ecossistemas aquáticos e o índice de mortalidade infantil não foi significativa neste estudo. Paul *et al.* (2008) encontraram resultados semelhantes em condados nos Estados Unidos, em uma avaliação integrada entre indicadores de saúde e indicadores ambientais. Acreditamos que o baixo número de sítios amostrais (10) provavelmente influenciou nossos resultados, e nesse sentido, recomendamos que futuros estudos avaliem um número maior de bacias (pelo menos 30). Interações entre

indicadores ambientais e indicadores de saúde nem sempre possuem relações simples e lineares, tratando-se de relações complexas e por vezes de difícil explicação (Khan *et al.* 2007; Bunch *et al.* 2014).

Organismos bentônicos tolerantes à poluição foram dominantes nas 10 microbacias estudadas, evidenciando a degradação de seus cursos d'água. O maior número de organismos encontrados foram da ordem Diptera (famílias Chironomidae, Psychodidae, Ceratopogonidae, Muscidae, Stratiomyidae, Tipulidae). É comum que muitas famílias desta ordem sejam as mais abundantes no sedimento de rios urbanos, juntamente com minhocas d'água (Oligochaeta), típicos organismos resistentes a poluição (Ferreira *et al.* 2011; Callisto *et al.* 2019a). Ambos os grupos se alimentam de pequenas partículas de matéria orgânica depositadas no sedimento e resistem a condições de baixos teores de oxigênio dissolvido na coluna d'água (França *et al.* 2019). Resultados semelhantes aos encontrados nas microbacias urbanas no trecho alto do rio das Velhas foram encontrados em riachos impactados por distúrbios antrópicos no sul da Ásia (Shah e Shah 2013); predominância de Chironomidae e baixa riqueza em rios no Reino Unido (Medupin 2019); e no rio Ichi-Kawa, no Japão (Watanabe *et al.* 2000). No Brasil, alguns estudos avaliaram os efeitos da urbanização sobre as comunidades aquáticas no complexo hidrográfico Guapiaçu-Macacu, no Rio de Janeiro (Pereira *et al.* 2014); na bacia do baixo rio Grande, Minas Gerais (Camargo *et al.* 2019); e na Bacia do rio das Velhas, Minas Gerais (Callisto *et al.* 2019a). Todos esses estudos têm corroborado o papel ecológico de comunidades bentônicas como bioindicadores de qualidade de água. Altos níveis de poluição e degradação ambiental levam à redução da abundância e riqueza taxonômica de táxons sensíveis, resultando no decréscimo de índices de diversidade, restando apenas os táxons resistentes, como os encontrados em nosso estudo nas microbacias urbanas no trecho alto do rio das Velhas.

Além dos macroinvertebrados bentônicos, as variáveis físicas e químicas de coluna d'água utilizadas como indicadores de qualidade evidenciaram o alto grau de poluição nas dez microbacias urbanas avaliadas, pois os valores de oxigênio dissolvido, Nitrogênio Total, Fósforo Total e turbidez violaram os limites da legislação brasileira (Brasil 2005) e estadual (Minas Gerais 2008) para águas classe 2, meta de enquadramento no estado de Minas Gerais (DN COPAM 001; Minas Gerais 2008). Somente os valores de pH mantiveram-se dentro dos limites de tolerância estabelecidos pela legislação (6 a 9).

A maior riqueza de organismos bentônicos encontrada em microbacias com maior proporção de impermeabilização, provavelmente deve-se ao domínio numérico de organismos da ordem Diptera, comuns em locais com severa degradação por atividades humanas (Macedo *et al.* 2016; Silva *et al.* 2017; Ligeiro *et al.* 2020). O aumento da cobertura impermeabilizada é uma das mais importantes modificações que afetam os rios em áreas urbanas (Grimm *et al.* 2008; Callisto *et al.* 2019a). Mudanças no uso da terra relacionadas a desmatamentos levam a mudanças nas condições ripárias e modificam a composição da água e a estrutura de assembleias aquáticas (Dudgeon 2012; Gomes e Wai 2020; Dala-Corte *et al.* 2020).

## 5 Conclusões

Nosso estudo teve como objetivo principal avaliar se indicadores biológicos de qualidade de água podem se relacionar a variáveis de saúde humana. Os indicadores de saúde humana podem ser utilizados como variáveis de mensuração indireta (variáveis *proxy*) para a análise da presença de organismos patogênicos na água, o que pode ser uma alternativa a análises microbiológicas, reduzindo custos com tecnologias e tempo de análise. As microbacias urbanas na Região Metropolitana de Belo Horizonte apresentaram a predominância de famílias de macroinvertebrados bentônicos tolerantes à poluição orgânica, o que significa alto grau de poluição. Nós recomendamos o uso de macroinvertebrados bentônicos em programas de biomonitoramento ambiental, devido ao seu papel como indicadores de condições ambientais. O uso de indicadores ambientais (biológicos, físicos, químicos, geográficos, hidrológicos) e de saúde humana (epidemiológicos) constitui uma poderosa ferramenta para o entendimento da dinâmica dos ecossistemas naturais e suas interações com as populações humanas ribeirinhas.

A cidade de Belo Horizonte utiliza as microbacias hidrográficas como territórios de planejamento de saneamento ambiental desde a instituição da Lei Municipal Nº 8.260 publicada em 03 de dezembro de 2001. Esta diretriz estipulou um programa de recuperação de córregos que evita as canalizações e advoga a preservação dos cursos d'água no município. Estudos futuros, envolvendo indicadores múltiplos de qualidade ambiental, saúde da população, uso e ocupação do solo poderão contribuir à compreensão da interação entre os indicadores ambientais e sociais em uma unidade espacial de análise, a bacia hidrográfica, e auxiliar no planejamento urbano em grandes metrópoles no Brasil. O planejamento estratégico do município de Belo Horizonte para 2030 prioriza o desenvolvimento sustentável integrado em três principais dimensões (social, econômica e ambiental). Para a melhoria da saúde das populações humanas são necessários maiores investimentos públicos em saneamento básico e melhorias das condições de qualidade ambiental de microbacias hidrográficas urbanas.

## Agradecimentos

Os autores agradecem aos 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), CTHidro/CNPq, US-Fish, CAPES (Código 001). Ao Instituto Guaicuy/Projeto Manuelzão-MG por financiar a bolsa de mestrado de LG. Por fim, agradecemos ao Comitê de Ética em Pesquisa da Prefeitura de Belo Horizonte pela aprovação deste estudo (Protocolo 019.2008).

## REFERÊNCIAS

- Azami, J., KianiMehr, N., & Zamani, A. (2019). Ecological water health assessment using benthic macroinvertebrate communities (case study: the Ghezel Ozan River in Zanjan Province, Iran). *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(11), p. 689. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-019-7894-1>
- Apha, A. (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. WEF, 21, pp. 258–259.
- Araújo, T., Azevedo Lopes, F., & Palhares Teixeira, C. (2019). Incidência de doenças diarreicas na bacia do rio doce e possíveis relações com infraestrutura de Saneamento e o rompimento da Barragem de Fundão - Mariana/MG. *Hygeia - Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde*, 15(32), pp. 95–111. <http://dx.doi.org/10.14393/Hygeia153249102>
- Baguma, D. (2017). Water Management and Child Health: a Cross-Country Comparison from 1950 to 2010. *Journal of the Knowledge Economy*, 8(3), pp. 845–858. <http://dx.doi.org/10.1007/s13132-015-0280-5>
- Barbosa, L. de F. (2019). Programa água para todos: Análise dos efeitos da qualidade da água na redução da mortalidade infantil. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-20032014000200009>
- Bastos, S. Q., Betarelli Junior, A. A., Gomes, B. S. de M., & Diniz, J. A. de S. (2018). Evidências entre a Qualidade das Bacias Hidrográficas e as Características dos Municípios de Minas Gerais. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, 56(1), pp. 143–162. <http://dx.doi.org/10.1590/1234-56781806-94790560109>
- Blake, C., & Rhanor, A. K. (2020). The impact of channelization on macroinvertebrate bioindicators in small order Illinois streams: insights from long-term citizen science research. *Aquatic Sciences*, 82(2), p. 35. <http://dx.doi.org/DOI-10.1007/s00027-020-0706-4>
- Bunch, M. J., Parkes, M., Zubrycki, K., Venema, H., Hallstrom, L., Neudorffer, C., et al. (2014). Watershed Management and Public Health: An Exploration of the Intersection of Two Fields as Reported in the Literature from 2000 to 2010. *Environmental Management*, 54(2), pp. 240–254. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-014-0301-3>

- Callisto, M., Macedo, D. R., Castro, D. M. P. de, & Alves, C. B. M. (2019). Bases Conceituais para Conservação e Manejo de Bacias Hidrográficas. Cemig - Companhia Energética de Minas Gerais. <http://dx.doi.org/10.17648/bacias-hidrograficas>
- Callisto, M; Moreno, P; Macedo, D. R. (2019). Biomonitoramento e pressões da urbanização: Uma abordagem integrada entre Ecologia e Geografia na bacia do rio das Velhas. *Revista Espinhaço*, 8, pp. 2–12.
- Camargo, P. R. da S., Souza, F. de, & Buranello, P. A. de A. (2019). Influência de impactos antrópicos na comunidade de macroinvertebrados na bacia do baixo Rio Grande. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, 12(2), p. 643. <http://dx.doi.org/10.17765/2176-9168.2019v12n2p643-662>
- Conselho Nacional do Meio Ambiente -CONAMA. (2005). Resolução No 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como 20 estabelece as condições e padrões do lançamento de efluentes, e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente.
- COPAM, O. C. E. D. P. A. -. (2008). Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH – MG No 01, de 05 de maio de 2008. COPAM.
- Dala-Corte, R. B., Melo, A. S., Siqueira, T., Bini, L. M., Martins, R. T., Cunico, A. M., Pes, A. M., Magalhães, André L. B., Godoy, Bruno S., Leal, C. G., Monteiro, J., Claudio S., Stenert, C., Castro, D. M. P., Macedo, D. R., Lima-Junior, D. P., Gubiani, É. A., Massariol, F. C., Teresa, F. B., Becker, F. G., Souza, F. N., Valente, N. F., Souza, F. L., Salles, F. F., Brejão, G. L., Brito, J. G., Vitule, J. R. S., Simião, F., Juliana, Dias, S. K., Albuquerque, L., Juen, L., Maltchik, L., Casatti, L., Montag, L., Rodrigues, M. E., Callisto, M., Nogueira, M. A. M., Santos, M. R., Hamada, N., Pamplin, P. A. Z., Pompeu, P. S., Leitão, R. P., Ruaro, R., Mariano, R., Couceiro, S. R. M. A. Vinícius., Oliveira, V. C., Shimano, Y., Moretto, Y., Suárez, Y. R., Roque, F. O., (2020). Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region (R. Zenni, Ed.). *Journal of Applied Ecology*, pp. 1365-2664.13657. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13657>
- Diário Oficial do Município de Belo Horizonte, B., & Horizonte, B. (2001). Institui a Política Municipal de Saneamento e dá outras providências.
- Díaz, S; Settele, J; Brondízio, E; Ngo, H; Guèze, M; Agard, J; Arneth, A; Balvanera, P; Brauman, K; Butchart, S; Chan, K; Garibaldi, L; Ichii, K; Liu, J; Subrmanian, S; Midgley, G; Miloslavich, P; Molnár, Z; Obura, D; Pfaff, A; Polasky, S; Purvis, A; Razzaque, J; Reyers, B; Chowdhury, R; Shin, Y; Visseren-Hamakers, I; Wilis, K; Zayas, C. (2019). Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES - Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, pp. 1–45.
- Dudgeon, D. (2012). Responses of benthic macroinvertebrate communities to altitude and geology in tributaries of the Sepik River (Papua New Guinea): the influence of taxonomic resolution on the detection of environmental gradients. *Freshwater Biology*, 57(9), pp. 1794–1812. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02839.x>
- Ferreira, W., Paiva, L., & Callisto, M. (2011). Development of a benthic multimetric index for biomonitoring of a neotropical watershed. *Brazilian Journal of Biology*, 71(1), pp. 15–25. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842011000100005>
- França, J. S., Solar, R., Hughes, R. M., & Callisto, M. (2019). Student monitoring of the ecological quality of neotropical urban streams. *Ambio*, 48(8), pp. 867–878. <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-018-1122-z>
- França JS, C. M. (2007). Coleção de macroinvertebrados bentônicos: ferramenta para o conhecimento da biodiversidade em ecossistemas aquáticos continentais. *Academia*, 2(1), pp. 3–10.
- Gomes, P. I. A., & Wai, O. W. H. (2020). Concrete lined urban streams and macroinvertebrates: a Hong Kong case study. *Urban Ecosystems*, 23(1), pp. 133–145. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-019-00898-y>
- Grimm, N. B., Foster, D., Groffman, P., Grove, J. M., Hopkinson, C. S., Nadelhoffer, K. J., Pataki, Diane E., Peters, Debra PC (2008). The changing landscape: ecosystem responses to urbanization and pollution across climatic and societal gradients. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(5), pp. 264–272. <http://dx.doi.org/10.1890/070147>
- Hughes, R. M., & Noss, R. F. (1992). Biological Diversity and Biological Integrity: Current Concerns for Lakes and Streams. *Fisheries*, 17(3), pp. 11–19. [http://dx.doi.org/10.1577/1548-8446\(1992\)017](http://dx.doi.org/10.1577/1548-8446(1992)017)
- IBGE. (2010). Censo Demográfico 2010. IBGE.
- Belo Horizonte (2001). In: Diário Oficial do Município de Belo Horizonte, B., & Horizonte, B. (2001). Lei No 8.260: Institui a Política Municipal de Saneamento e dá outras providências.
- Karl, Mascarenhas, Diaouma, Raita, Martín, Marcos, et al. (2019). Urban Stream and Wetland Restoration in the Global South—A DPSIR Analysis. *Sustainability*, 11(18), p. 4975. <http://dx.doi.org/DOI-10.3390/su11184975>
- Khan, R., Phillips, D., Fernando, D., Fowles, J., & Lea, R. (2007). Environmental Health Indicators in New Zealand: Drinking Water—A Case Study. *EcoHealth*, 4(1), pp. 63–71. <http://dx.doi.org/10.1007/s10393-007-0089-1>

- Ligeiro, R., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Heino, J., Melo, A. S., & Callisto, M. (2020). Choice of field and laboratory methods affects the detection of anthropogenic disturbances using stream macroinvertebrate assemblages. *Ecological Indicators*, 115, p. 106382. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106382>
- Lucena, R. G. R. de, Razzolini, M. T. P., Menezes, L. M. B. de, Marques, R. A. de A., & Narvai, P. C. (2013). Significados da água na visão de lideranças de saúde. *Saúde e Sociedade*, 22(4), pp. 1193–1204. <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-12902013000400020>
- Macedo, D. R., Hughes, R. M., Ligeiro, R., Ferreira, W. R., Castro, M. A., Junqueira, N. T., et al. (2014). The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams. *Landscape Ecology*, 29(6), pp. 1001–1016. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-014-0036-9>
- McMahon B, T. D. (1996). *Epidemiology Principles and methods*. Boston, USA: Little Brown and Company.
- Medupin, C. (2019). Distribution of benthic macroinvertebrate communities and assessment of water quality in a small UK river catchment. *SN Applied Sciences*, 1(6), p. 544. <http://dx.doi.org/10.1007/s42452-019-0464-x>
- Merritt, R. W., & Cummins, K. W. (1996). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa, USA.
- Naoshi C. Watanabe, S. H. & Y. K. (2020). Long-term recovery from mine drainage disturbance of a macroinvertebrate community in the Ichi-kawa River, Japan, 171–180.
- Okafor, N. (2011). *Environmental Microbiology of Aquatic and Waste Systems*. Dordrecht: Springer Netherlands. <http://dx.doi.org/DOI-10.1007/978-94-007-1460-1>
- Oliveira, L. M., Maillard, P., & de Andrade Pinto, É. J. (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. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(6), p. 333. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-016-5323-2>
- Paul, J. F., McDonald, M. E., & Hedtke, S. F. (2008). Stream Condition and Infant Mortality in U.S. Mid-Atlantic States. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 14(4), pp. 728–741. <http://dx.doi.org/10.1080/10807030802235144>
- Paulo Santos Pompeu, Carlos Bernardo Mascarenhas Alves, M. C. A. (2005). The Effects of Urbanization on Biodiversity and Water Quality in the Rio das Velhas Basin, Brazil. *Geography*, pp. 11–22.
- Pedraza, D. F., Araujo, E. M. N. de, Pedraza, D. F., & Araujo, E. M. N. de. (2017). Internações das crianças brasileiras menores de cinco anos: revisão sistemática da literatura. *Epidemiologia e Serviços de Saúde*, 26(1), pp. 169–182. <http://dx.doi.org/10.5123/S1679-49742017000100018>
- Pereira, P. S., Fernandes, L. A. C., Dias, R. J. P., Sampaio, M. S., Silva-Neto, I. D., Baptista, D. F., et al. (2014). Ecological water quality assessment in the Guapiaçu-Macacu hydrographic complex (Rio de Janeiro, Brazil) using multiple indicators. *Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 9(3). <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1397>
- Pérez, G. R. (1988). *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Universidad de Antioquia Facultad de Ciencias Exactas y Naturales Centro de Investigaciones, CIEN.
- Santolin, C. V. A., Ciminelli, V. S. T., Nascentes, C. C., & Windmüller, C. C. (2015). Distribution and environmental impact evaluation of metals in sediments from the Doce River Basin, Brazil. *Environmental Earth Sciences*, 74(2), pp. 1235–1248. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-015-4115-2>
- Schlegel, F., Smedo, M.-H. S. P., Ahmad, J. K., & Ishii, N. (2016). Shared global vision for Groundwater Governance 2030 and A Call-for-action. FAO, pp. 1–19.
- Shah, R. D. T., & Shah, D. N. (2013). Evaluation of benthic macroinvertebrate assemblage for disturbance zonation in urban rivers using multivariate analysis: Implications for river management. *Journal of Earth System Science*, 122(4), pp. 1125–1139. <http://dx.doi.org/10.1007/s12040-013-0317-8>
- Silva, D. R. O., 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, pp. 514–525. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.017>
- Silva, D. R. O., Herlihy, A. T., Hughes, R. M., Macedo, D. R., & Callisto, M. (2018). Assessing the extent and relative risk of aquatic stressors on stream macroinvertebrate assemblages in the neotropical savanna. *Science of the Total Environment*, 633, pp. 179–188. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.127>
- Soares, A. L. C., Pinto, C. C., & Oliveira, S. C. (2020). Impacts of anthropogenic activities and calculation of the relative risk of violating surface water quality standards established by environmental legislation: a case study from the Piracicaba and Paraopeba river basins, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(12), pp. 14085–14099. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-020-07647-1>
- Soboksa, N. E., Hailu, A. B., Gari, S. R., & Alemu, B. M. (2019). Water supply, sanitation and hygiene interventions and childhood diarrhea in Kersa and Omo Nada districts of Jimma Zone, Ethiopia: a comparative cross-sectional study.

Journal of Health, Population and Nutrition, 38(1), p. 45.

<http://dx.doi.org/10.1186/s41043-019-0205-1>

Souza, M. M. de, & Gastaldini, M. do C. C. (2014). Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 19(3), pp. 263–274.

<http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522014019000001097>

Vinson, M. R., & Hawkins, C. P. (1998). Biodiversity of Stream Insects: Variation at Local, Basin, and Regional Scales. *Annual Review of Entomology*, 43(1), pp. 271–293.

<http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ento.43.1.271>

Xu, H., Zheng, H., Chen, X., Ren, Y., & Ouyang, Z. (2016). Relationships between river water quality and landscape factors in Haihe River Basin, China: Implications for environmental management. *Chinese Geographical Science*, 26(2), pp. 197–207. <http://dx.doi.org/10.1007/s11769-016-0799-9>

Yadamsuren, O., Morse, J. C., Hayford, B., Gelhaus, J. K., & Adler, P. H. (2020). Macroinvertebrate community responses to land use: a trait-based approach for freshwater biomonitoring in Mongolia. *Hydrobiologia*, 847(8), pp. 1887–1902. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-020-04220-2>

Apêndice: Abundância relativa (%) dos grupos de macroinvertebrados bentônicos em 10 microbacias na Região Metropolitana de Belo Horizonte (MG), no período de 2005 a 2008. (Bal: Baleares; CPi: Cônego Pinheiro; Ste: Santa Tereza; PMa: Primeiro de Maio; NSP: Nossa Senhora da Piedade; Bon: Bonsucesso; Eno: Engenho Nogueira; Oda: Olhos d'Água; Amu: Acaba Mundo; CMa: Cachorro Magro).

Taxa	Estações de amostragem									
	Bal	CPi	Ste	PMa	NSP	Bon	Eno	Oda	Amu	CMa
<b>Annelida</b>										
Hirudinea	0,02	0,01	0,08	0,14	0,19	0,01	0,18	0,01	1,01	
Oligochaeta	11,35	18,35	11,54	21,13	5,55	41,94	49,95	30,26	2,85	8,06
<b>Arthropoda</b>										
Aracnida										
Hidracarina		0,02	0,19	0,01	0,08	0,01	0,19			
Insecta										
Collembola	0,39	0,13	4,14	1,07	1,03	0,01	0,18			0,03
Coleoptera										
Elmidae				0,01						
Hydrophilidae	0,02	0,15	0,47	0,01				0,06		
Staphyllinidae	0,02									
Diptera										
Anthomyidae			0,20							
Canacidae	0,02	0,01							0,20	
Ceratopogonidae	0,55	0,40	0,31	0,15	0,20	0,03	1,73	0,77	2,03	0,22
Chironomidae	33,25	61,95	28,40	70,65	46,55	56,65	4,57	66,76	87,60	90,64
Culicidae	0,04		1,70	0,12	1,70		0,46			0,03
Dolichopodidae	0,16	0,01		0,01	0,04					
Empididae	0,02	0,01	0,08		0,04	0,01	0,09		1,62	0,03
Ephydriidae	0,02	0,01		0,02	0,04	0,01				
Muscidae	0,18	0,03	0,35	0,01	0,32	0,01				
Psychodidae	53,81	18,65	52,26	2,64	43,58	1,16	42,28	0,04	0,40	0,78
Simuliidae		0,07						0,20	1,01	
Stratiomyidae			0,19	0,16	0,04	0,04		0,01		0,03
Syrphidae							0,09			
Tabanidae	0,04	0,01		0,01					0,40	
Tipulidae		0,09	0,20	0,09	0,04	0,01				0,03
Lepidoptera										
Pyalidae		0,01	0,04	0,01			0,09			
Odonata										
Coenagrionidae				0,06						
Libellulidae										
Trichoptera										
Hydropsychidae									0,60	
Hydroptilidae									0,20	
<b>Crustacea</b>										
Decapoda					0,04					
Isopoda	0,02									

---

<b>Mollusca</b>										
Bivalvia			2,16	0,08						
Gastropoda										
Physidae	0,10	0,08	1,03	0,43	0,09	0,09	1,86	0,20	0,13	
Planorbidae			0,01	0,19		0,09				
<b>Nematoda</b>					0,02					
<b>Platelmintos</b>										
Tricladida										
Planariidae			0,49					1,83		

---

# Integration of ecological, environmental and human health indicators in urban watersheds

Luziana Garuana\*

Diego Rodrigues Macedo\*\*

Antônio Thomaz Gonzaga da Matta Machado\*\*\*

Marcos Callisto\*\*\*\*

\* Ecologist (UNESP). Master in Ecology (UFMG). Doctor in Environment and Society (UNICAMP).

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

\*\*\* Medic (UFMG). Master in Medicine (UFMG). Doctor in Public Health (UFMG). Professor at UFMG.

\*\*\*\* Biologist (UFRJ). Master in Ecology (UFRJ). Doctor in Science (UFRJ). Professor at UFMG.

---

**Abstract** The integration of ecological, environmental, and human health indicators is an innovative tool to assess the environmental quality of urban watersheds, from the perspective of the National Water Resources Policy. The city of Belo Horizonte, Minas Gerais estate, located in the upper Rio das Velhas basin, has used watersheds as territories for planning environmental sanitation at the public policies since the late 1990s. This study aimed to integrate water quality and human health indicators in 10 urban watersheds located at the Belo Horizonte Metropolitan Region. We tested the hypothesis that the health of human populations living in urban sub-basins is possibly related to water quality, and that water quality, including biotic integrity of benthic macroinvertebrate communities (richness and relative abundance) is influenced by land use. Physical and chemical parameters of water quality, biological metrics of benthic macroinvertebrate indicators, human health metrics (infant mortality and hospitalization due to childhood diarrhea), and the conditions of land use (vegetation, impervious area and proportion of streams in natural channel) were analyzed through general linear models. The results showed that the increase in cases of hospitalization for childhood diarrhea in the period from 2005 to 2008 were related to water quality ( $R^2 = 0.35$ ;  $p < 0.05$ ), due to the decrease of dissolved oxygen in the water. The number of benthic macroinvertebrate taxa resistant to pollution varied positively with the proportion of impervious areas and with the proportion of canalization in the river beds ( $R^2 = 0.63$ ;  $p < 0.01$ ). It was evidenced that the water quality is associated with the occurrence of diseases in the human population and with the disordered land use in the studied watersheds at the upper Rio das Velhas basin. Growing public investments in sanitation (Goal 2030) are urgent for the improvement of human and environmental health, which may bring benefits to the human population in the metropolitan region of Belo Horizonte city.

**Key-words:** urban rivers, benthic macroinvertebrate bioindicators, watersheds, integrated environmental assessment, life quality, health and environment

---

## Informações sobre os autores

### Luziana Garuana

E-mail: [luzianagaruana@gmail.com](mailto:luzianagaruana@gmail.com)

Link para o currículo lattes: <http://lattes.cnpq.br/7370512805186629>

 <https://orcid.org/0000-0002-0647-4085>

### Diego Rodrigues Macedo

E-mail: [diegorm@ufmg.br](mailto:diegorm@ufmg.br)

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

 <https://orcid.org/0000-0002-1178-4969>

### Antônio Thomaz Gonzaga da Matta Machado

E-mail: [thomaz@nescon.medicina.ufmg.br](mailto:thomaz@nescon.medicina.ufmg.br)

Link para o currículo lattes: <http://lattes.cnpq.br/6070271243525716>

 <https://orcid.org/0000-0002-0516-8529>

**Marcos Callisto**

E-mail: [callistom@ufmg.br](mailto:callistom@ufmg.br)

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

 <https://orcid.org/0000-0003-2341-4700>

**Artigo recebido:** 3/01/2020

**Artigo aceito:** 01/04/2020