

**DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DA MICROBACIA DO MUTUM, NA APA DO RIO UBERABA,
MINAS GERAIS**

Larissa Sene Araújo¹

Silvia Cristina Castro²

Carla Eloísa Diniz Santos¹

Ana Paula Milla dos Santos Senhuk¹

Ana Carolina Borella Marfil Anhê¹

RESUMO

A crise mundial da água não se limita em sua disponibilidade, mas também na qualidade da água superficial, que embora em abundância em certas regiões, não é devidamente preservada. A APA do rio Uberaba foi criada principalmente para manutenção dos recursos hídricos para abastecimento público. Contudo, observa-se mudanças no uso e ocupação do solo, resultado da expansão agropecuária nos últimos anos, aumentando a fragmentação florestal, o que favorece o assoreamento e compromete a disponibilidade de água. Assim, o presente estudo realizou o diagnóstico ambiental da microbacia do Mutum, inserida na APA, por meio de biomonitoramento com macroinvertebrados bentônicos, análises visuais, microbiológicas e físico-químicas. Os valores dos parâmetros físico-químicos não ultrapassaram os limites estabelecidos para rios de classe II, com exceção dos metais: Cd, Cu, Fe e Ni, os quais podem ser oriundos de disposição inadequada de resíduos, lixiviação de agrotóxicos e tipo de rocha. A degradação ambiental foi constatada pela aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida de Rios (PAR) e confirmada pela presença de *E. coli* nas amostras de água e pela avaliação dos macroinvertebrados bentônicos. Os índices ecológicos mostraram baixa diversidade e elevada dominância de quironomídeos, larvas de insetos resistentes a estresses ambientais. O ponto com maior estabilidade das margens e proteção pela vegetação ripária apresentou os melhores índices ecológicos. Por se tratar de uma Unidade de Conservação de uso sustentável, constituída por propriedades privadas, a qualidade ambiental deve ser monitorada e incentivada na região para que a APA possa manter os serviços ambientais prestados.

Palavras-chave: Biomonitoramento; Macroinvertebrados Bentônicos; Protocolo de Avaliação Rápida; Metais Potencialmente Tóxicos.

ABSTRACT

Environmental diagnosis of the Mutum watershed, in the Uberaba River APA, Minas Gerais. The global water crisis is not only about water scarcity, but also about the poor quality of surface water, which, while available in some areas, is not properly preserved. However, as a result of recent agricultural growth, there have been changes in land use and occupation, resulting in increased forest fragmentation, which enhances

¹ Depto. de Engenharia Ambiental, Instituto de Ciências Tecnológicas e Exatas, Universidade Federal do Triângulo Mineiro – UFTM, Uberaba, MG, Brasil. E-mail para correspondência: ana.anhe@uftm.edu.br

² PPG em Ciência e Tecnologia Ambiental, Instituto de Ciências Tecnológicas e Exatas, Universidade Federal do Triângulo Mineiro – UFTM, Uberaba, MG, Brasil.

silting and compromises water availability. This study used biomonitoring with benthic macroinvertebrates, and visual, microbiological, and physical-chemical analyses to diagnose the environmental condition of the Mutum microbasin, which is inserted in the APA. Except for metals: Cd, Cu, Fe, and Ni, which may be due to insufficient waste disposal, pesticide leaching, or rock form, the physical-chemical parameters did not exceed the requirements established for class II rivers. The environmental degradation was verified by the application of the Rapid River Assessment Protocol (RRA) and confirmed by the presence of *E. coli* and by the evaluation of the benthic macroinvertebrates. The biological indices revealed a low taxonomic diversity and a high dominance of chironomids, insect larvae that are resistant to environmental stresses. The biological indexes were highest at the location with the most stable margins and protection from riparian vegetation. Since it is a Conservation Unit for sustainable use, made up of private lands, environmental quality in the area must be monitored, aiming to support environmental services of the APA.

Keywords: Biomonitoring; Benthic Macroinvertebrates; Rapid Assessment Protocol; Toxic Metals.

INTRODUÇÃO

A crise mundial da água não se limita em sua disponibilidade, mas também na qualidade da água superficial, que embora exista em abundância em certas regiões, muitas vezes não é devidamente preservada (Takayanagi e Veiga, 2021). Na zona rural, quando os cursos d'água são desprovidos de proteção da mata ciliar, tendem a ser mais expostos à contaminação por excedentes de agrotóxicos, ao pisoteio de animais e ao assoreamento do leito, comprometendo a vazão e a qualidade da água. Há também o risco de contaminação biológica pela presença de fossas negras na proximidade dos mananciais e pelo lançamento direto de efluentes domésticos e de pecuária. Nesse sentido, o diagnóstico ambiental de bacias hidrográficas é essencial para subsidiar os tomadores de decisão na definição de políticas públicas quanto à manutenção e à recuperação dos ecossistemas, contribuindo com a gestão sustentável dos recursos hídricos (ANA, 2017).

Para o monitoramento e a avaliação da qualidade do ecossistema aquático são necessários conhecimentos ecológicos, físicos e químicos do meio, por indicadores específicos para cada um desses "sistemas", considerando-se interdependência entre suas dinâmicas. A aplicação dos métodos biológicos possui a vantagem de permitir o conhecimento dos efeitos em longo prazo da concentração de poluentes no ambiente, devido ao acúmulo destes nos organismos aquáticos ou pela alteração nos padrões de diversidade das comunidades biológicas, em contrapartida aos dados momentâneos fornecidos pelas análises físico-químicas (Callisto et al., 2001; Barbola et al., 2011). Dentre os indicadores ecológicos que permitem a avaliação do ecossistema aquático, destacam-se os macroinvertebrados bentônicos (Blake e Rhanor, 2020; Ochieng et al., 2020, Pereira et al., 2020). Estes organismos são invertebrados visíveis a olho nu que habitam o substrato dos corpos hídricos. Devido à sua sensibilidade às mudanças do habitat e ao seu relativo longo ciclo de vida, os macroinvertebrados bentônicos sofrem alterações na diversidade de espécies em situações de poluição ou degradação ambiental (Callisto et al., 2001).

Entretanto, o biomonitoramento não deve substituir as análises físico-químicas, mas sim complementá-las. Também, como ferramenta complementar, os Protocolos de Avaliação Rápida (PAR) baseiam-se em observações visuais para descrever a qualidade de habitats. Esta metodologia pondera o aspecto dos ambientes com o mínimo de medidas e, a partir do conhecimento das condições ambientais, os ensaios de tratabilidade podem ser efetivamente realizados (Callisto et al., 2001). Frente a isso, é importante estabelecer estratégias diversificadas que resultem em um diagnóstico efetivo e economicamente viável do estado de conservação das bacias hidrográficas, e de suas características físicas, químicas e biológicas.

A Área de Proteção Ambiental (APA) do rio Uberaba, na região do Triângulo Mineiro, foi criada em 2005 a fim de preservar parte da bacia do rio Uberaba, que é a principal fonte de abastecimento público do município (Uberaba-MG). A APA possui cerca de 53.500 ha, sendo 62,7% da área usada para agricultura e pastagem, 27% de vegetação nativa e 7,95% de Área de Proteção Permanente (Sema, 2004). Desde a criação da APA, observa-se mudanças no uso e ocupação do solo, resultado da expansão agropecuária, aumentando a fragmentação florestal, com manchas mais distantes entre si e com maior efeito de borda (Rodrigues e Utsumi, 2019). Tal situação favorece o assoreamento dos cursos d'água, comprometendo a disponibilidade de água para abastecimento (Ducati e Périco, 2015). Esse tipo de Unidade de Conservação (UC), de uso sustentável, permite a ocupação humana (ICMBio, 2021); contudo, é necessário conhecer a real situação de conservação das microbacias da região, a fim de que a APA atinja seu objetivo na busca de um desenvolvimento rural sustentável e da manutenção dos recursos hídricos.

Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo o diagnóstico ambiental da microbacia do Mutum, inserida na APA do rio Uberaba, por meio de biomonitoramento com macroinvertebrados bentônicos, análises visuais, microbiológicas e físico-químicas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado na microbacia do córrego Mutum, a qual possui 859,25 ha, correspondendo a 1,63% da área da APA do Rio Uberaba. A coleta de dados foi realizada em três pontos: P1) córrego Faustina (23K 206939E; 7821486S); P2) córrego Mutum (23K 207105E; 7821504S); P3) córrego Mutum, após junção com o córrego Faustina (23K 207096E; 7821612S), situados a cerca de 10 km do perímetro urbano do município de Uberaba-MG (Figura 1). O bioma Cerrado é predominante na região e o rio Uberaba é fonte de abastecimento público e corpo receptor do esgoto coletado e tratado na cidade.

Protocolo de Avaliação Rápida de Rios - PAR

A aplicação do PAR, adaptado de Rodrigues e Castro (2008), foi realizada com o intuito de definir o gradiente de estresse ambiental dos pontos de estudo e sua possível relação com as condições biológicas. Cada um dos trechos amostrados (P1, P2 e P3) foram avaliados quanto à interferência de atividades antrópicas nas áreas do entorno, por sua presença ou ausência. Seis parâmetros adicionais foram analisados: substratos e/ou habitat disponíveis; deposição de sedimentos; condições de escoamento do canal; alterações no canal; estabilidade das margens e proteção das margens pela vegetação. Cada trecho analisado recebeu um valor total calculado pelo somatório das pontuações obtidas em cada parâmetro e foi classificado quanto às condições ambientais em ótima, boa, regular ou péssima.

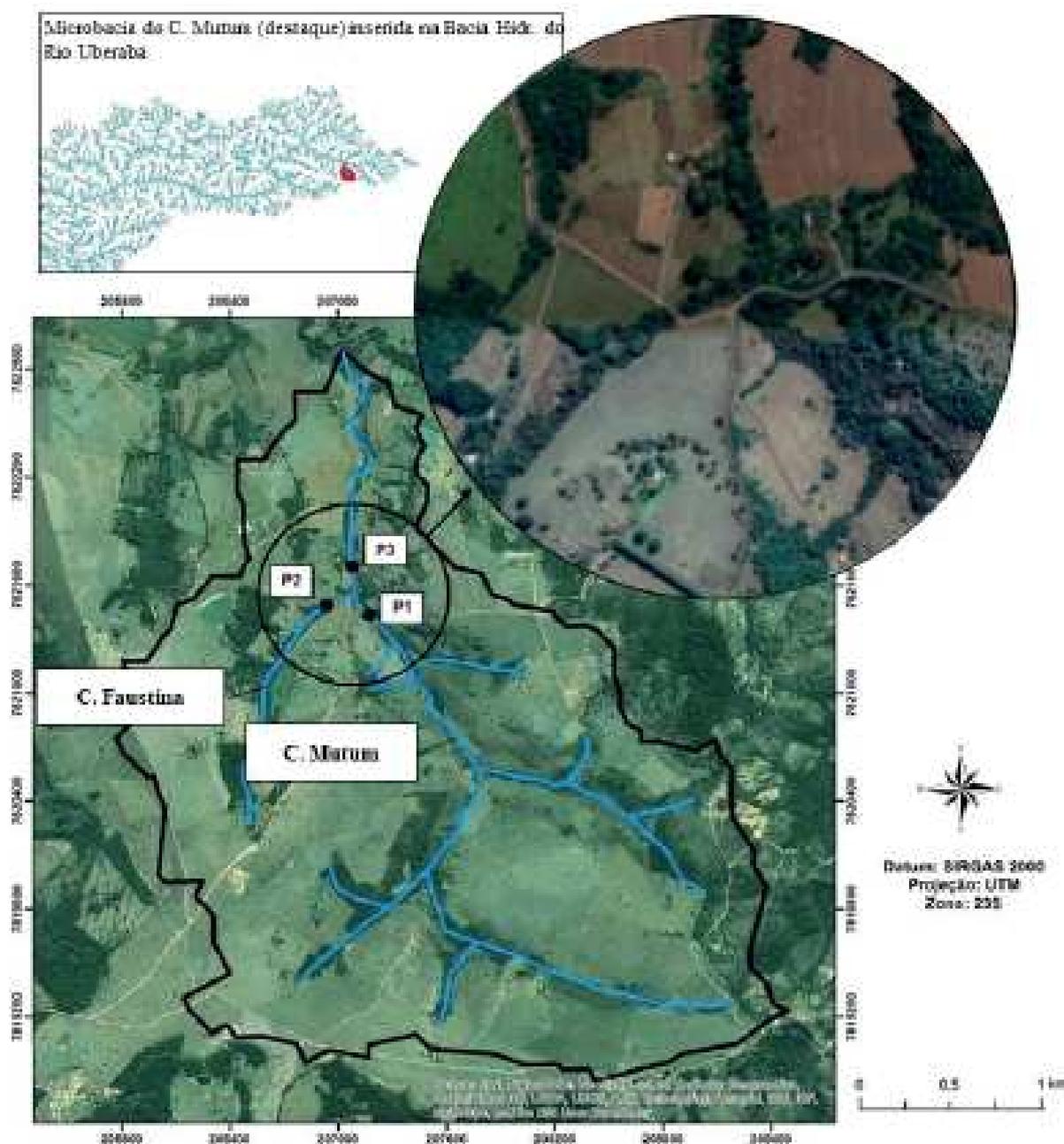


Figura 1. Microbacia do Mutum localizada na bacia hidrográfica do rio Uberaba, região do Triângulo Mineiro – MG, formada pelos córregos (C.) Faustina e Mutum.

Análise Físico-Química

Os seguintes parâmetros físico-químicos foram determinados *in situ*: concentração de oxigênio dissolvido (OD), pH, temperatura e condutividade elétrica (CE), por meio de uma sonda multi-parâmetros portátil Hanna® Instruments, modelo 9829. As análises dos íons nitrato, amônia, cloreto e cálcio e da cor foram realizadas em laboratório por meio de sondas Vernier®. A turbidez foi medida por equipamento de bancada MS TECNOPON Instrumentação Científica, modelo TB 1000. Os metais cádmio (Cd), cobre (Cu), ferro (Fe), níquel (Ni) e zinco (Zn) foram analisados de acordo com APHA (2012). Para isso, foram coletados 500 mL de água e sedimentos em frascos contendo ácido nítrico como preservante e analisados pelo método SMW W 3120 B em laboratório particular.

Todas as análises foram realizadas em triplicatas e os dados foram comparados com as diretrizes para corpos d'água classe II da resolução CONAMA nº 357/2005 (Brasil, 2005) e recomendações do Apêndice E do Relatório de Qualidade das Águas Interiores da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb).

Análise Microbiológica

Amostras de água dos três pontos de coleta foram submetidas às análises microbiológicas, a fim de quantificar e avaliar a presença de coliformes totais e *Escherichia coli*, indicador de contaminação fecal. Para essa análise, cerca de 100 mL de água foi coletada em frasco de vidro previamente esterilizado em autoclave (autoclave Prismatec – modelo CS) a 121°C, por 15 min. Os frascos foram encaminhados ao laboratório em caixa de isopor com gelo, onde o substrato Colitag® foi adicionado. Em seguida, cada amostra foi distribuída em 10 tubos tipo Falcon® estéreis e incubados em estufa DBO a 44°C, por 24 h. Após o período, a contagem do número de tubos positivos foi realizada e, assim, levantou-se o Número Mais Provável (NMP) de microrganismos considerando nível de 95% de confiança (Silva et al., 2010). A presença de coliformes totais é confirmada quando a amostra adquire coloração amarela e a de *E. coli* pela fluorescência sob radiação Ultravioleta.

Biomonitoramento com Macroinvertebrados Bentônicos

A coleta de sedimentos foi feita em triplicata para amostragem da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, respeitando uma distância de aproximadamente 2 m entre cada amostra (Silveira et al., 2004). Utilizou-se um coletor do tipo Surber de aço inox, com área de 900 cm² e tela de nylon de 250 µm. As amostras foram acondicionadas em saco plástico resistente, devidamente etiquetado e fixadas em álcool etílico 70%, a fim de preservar os organismos.

Em seguida, o material coletado foi lavado em água corrente, com o uso de rede para bentos de abertura de 250 µm. Após essa etapa, o material foi acondicionado em recipientes de plástico e vidro. A triagem prévia foi feita a olho nu, otimizada pela utilização de solução supersaturada de cloreto de sódio (NaCl), para separação dos organismos por densidade e intensificação da luminosidade facilitando a busca. Os indivíduos foram coletados com pinça e colocados em tubos tipo Falcon®, mantidos em álcool 70% e a temperatura ambiente. Em seguida, a triagem fina foi realizada via estereomicroscópio com aproximação de 7 a 45 vezes. Ao final da triagem, realizou-se a identificação e contagem dos macroinvertebrados bentônicos conforme chaves de identificação específicas (Costa et al., 2006; Mugnai et al., 2010; Segura et al., 2011).

A estrutura da comunidade de macroinvertebrados foi avaliada pelo cálculo dos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), equitabilidade de Pielou (J') (Krebs, 1989) e dominância de Berger-Parker (d) (Gomes, 2004). Para cada ponto de amostragem contabilizou-se o índice BMWP (*Biological Monitoring Working Party*) (Junqueira e Campos, 1998), o qual atribui uma pontuação de 1 a 10 (resistente a sensível) para cada família. Diante disto, é inferido a cada táxon um escore e o somatório dos escores leva ao enquadramento do ecossistema aquático em classes de qualidade.

As coletas dos organismos foram previamente autorizadas pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO – protocolo número 43382-1).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização dos Córregos

Pela aplicação do PAR, apenas o ponto no córrego Faustina (P1) foi avaliado com condição “boa”, enquanto os pontos do córrego Mutum (P2 e P3) foram considerados como “regular”. Algumas atividades antrópicas que poderiam exercer influência negativa sobre os recursos hídricos, foram observadas nos três pontos estudados, como presença de construções muito próximas às margens e acesso de gado ao córrego, sem proteção da margem com cerca. Os resultados positivos em relação ao Protocolo de Avaliação Rápida em P1 se devem à presença de mata ciliar, proporcionando maior estabilidade das margens, como mostrado também em outros estudos (Mangadze et al., 2016; Vaikre et al., 2018).

Análise Físico-Química

A caracterização físico-química (Tabela 1) mostrou que, para todos os pontos amostrados, o resultado da maioria das variáveis foi compatível aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (Brasil, 2005) para corpos hídricos classe II e pelo Apêndice E do Relatório de Qualidade das Águas Interiores da Cetesb (Cetesb, 2019).

Tabela 1. Valores médios obtidos para as variáveis físico-químicas nos três pontos de amostragem da microbacia do Mutum. VMP: Valor Máximo Permitido de acordo com CONAMA 357/2005 e CETESB (2019). < LD: valor abaixo do limite de detecção.

| Parâmetro | Ponto 1 | Ponto 2 | Ponto 3 | VMP |
|--|--------------|--------------|--------------|-------|
| Temperatura (°C) | 23,8 ± 0,2 | 22,3 ± 0,2 | 23,5 ± 0,2 | - |
| pH | 6,6 ± 0,02 | 6,9 ± 0,02 | 6,8 ± 0,02 | 6 a 9 |
| Condutividade elétrica (µScm ⁻¹) | 47 ± 1 | 59 ± 1 | 45 ± 1 | 100 |
| OD (mgL ⁻¹) | 5,8 ± 0,1 | 6,0 ± 0,1 | 5,8 ± 0,1 | >5 |
| Turbidez (UNT) | 4,5 ± 0,1 | 56,0 ± 1,1 | 2,2 ± 0,004 | 100 |
| Cor | Transparente | Transparente | Transparente | - |
| Cálcio | 19,7 ± 0,3 | 11,7 ± 0,2 | 22,7 ± 0,3 | - |
| Cloreto (mgL ⁻¹) | <LD* | 2,7 ± 0,02 | <LD | 250 |
| Amônia (mgL ⁻¹) | 4,1 ± 0,03 | 3,4 ± 0,2 | 6,2 ± 0,04 | 2,18 |
| Nitrato (mgL ⁻¹) | 6,9 ± 0,5 | 1,0 ± 0,01 | 4,5 ± 0,03 | 10 |
| Cádmio (mgL ⁻¹) | 1,01 | 0,48 | 0,64 | 0,001 |
| Cobre (mgL ⁻¹) | 0,04 | 0,01 | 0,02 | 0,009 |
| Ferro (mgL ⁻¹) | 175,87 | 20,47 | 64,35 | 0,300 |

| Parâmetro | Ponto 1 | Ponto 2 | Ponto 3 | VMP |
|------------------------------|---------|---------|---------|-------|
| Níquel (mgL^{-1}) | 0,15 | 0,07 | 0,10 | 0,025 |
| Zinco (mgL^{-1}) | < 0,002 | < 0,002 | < 0,002 | 0,180 |

A temperatura da água nos pontos amostrados apresentou média geral de $23,2 \text{ }^\circ\text{C} \pm 0,2$ (Tabela 1), como esperado para ecossistemas aquáticos de regiões tropicais (Von Sperling, 2005). Dois fatores que podem contribuir para a manutenção dessa boa temperatura são a presença de vegetação e a ausência de complexos industriais próximos. O primeiro fator mostrou auxiliar na manutenção de boa temperatura do ambiente como um todo por promover sombra sobre os córregos em boa parte de sua extensão visível; ao passo que o segundo fator minimiza as chances de despejos industriais nos córregos, que causem aumento de sua temperatura (Von Sperling, 2005).

De acordo com a Conama 357/2005, os valores de pH variam de 6,0 a 9,0 para rios de classe II (Brasil, 2005). Nas análises químicas, notou-se que o pH de todas as amostras estava próximo ao neutro (7,0) (Tabela 1), compatível com valores encontrados para a maioria dos corpos hídricos (6,0 a 8,0). Esse resultado indica que as amostras coletadas representam pontos onde as atividades de fotossíntese, oxidação de matéria orgânica, dissolução de rochas, dentre outras, se encontram em equilíbrio (Di Bernardo e Sabogal-Paz, 2008).

A concentração de poluentes no meio pode ser evidenciada, indiretamente, pelo monitoramento da condutividade elétrica (CE). No presente trabalho, os valores de CE observados nos pontos de coleta foram inferiores a $100,0 \text{ } \mu\text{Scm}^{-1}$ (Tabela 1), indicando ambientes não impactados (Cetesb, 2019). O P2 apresentou maior CE ($59 \text{ } \mu\text{Scm}^{-1}$), quando comparado aos outros pontos, o que pode ser devido ao aumento da concentração de sólidos dissolvidos na água por processos erosivos, já que não possuía uma vegetação ciliar para estabilização das margens. Resultados semelhantes foram encontrados por Lopes et al. (2018), no monitoramento de duas nascentes na região de Araraquara-SP.

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo do ecossistema aquático e indicador de contaminação por esgoto sanitário e/ou águas residuárias industriais (Reis e Mendonça, 2009). Em áreas rurais, devido ao uso excessivo de fertilizantes agrícolas, há o carreamento de compostos nitrogenados para os corpos hídricos a partir do escoamento de águas pluviais. Em soluções aquosas, o nitrogênio pode estar presente na forma de nitrogênio amoniacal, nitrito ou nitrato. Os resultados apresentados na tabela 1 evidenciam que, para a variável nitrato, todos os pontos monitorados estão de acordo com o valor máximo permitido de 10 mgL^{-1} , estabelecido na Resolução CONAMA 357/2005. Como a presença de nitrato decorre da oxidação do nitrito, que por sua vez é produto da oxidação do nitrogênio amoniacal, formando um ciclo, é natural que haja certa concentração desses compostos em água superficiais, como observado neste estudo. Nos casos em que o nitrogênio prevalece na forma de nitrato (forma oxidada), pode-se instigar sobre a ocorrência de fontes de poluição distantes ou antigas por esgoto doméstico ou fertilizantes (Cetesb, 2019), o que não foi observado nos pontos analisados, apesar da localizados em comunidade rural e da proximidade a pastagens e áreas de cultivo agrícola.

Para todos os pontos amostrados, a concentração de amônia foi superior ao valor máximo permitido pela referida legislação (Tabela 1). A amônia é um tóxico bastante restritivo à vida dos peixes, sendo que muitas espécies não suportam concentrações acima de 5 mgL^{-1} (Cetesb, 2019), e sua oxidação biológica consome oxigênio do meio líquido. Neste contexto, pode-se notar que, para P1 e P3, as concentrações de amônia e nitrato foram ligeiramente superiores aos valores observados em P2 (Tabela 1). Esses dados associados ao fato de que a concentração média de OD em P1 e P3 foi de $5,8 \text{ mgL}^{-1}$, enquanto em P2 foi de $6,0 \text{ mgL}^{-1}$ (Tabela 1), indicam a ocorrência da oxidação da amônia a nitrato, contribuindo para a redução do oxigênio disponível no meio líquido.

Os metais são contaminantes comumente presentes nas águas e sua origem pode ser natural ou antrópica. No geral, os metais são tóxicos aos seres vivos, sendo esta toxicidade observada quando a taxa de mortalidade aumenta entre as espécies mais sensíveis, e/ou quando a presença do poluente altera processos importantes do desenvolvimento do organismo, como crescimento e reprodução (Casper, 1994; Guimarães-Souto et al., 2018).

Foram observadas maiores concentrações dos metais analisados em P1 e P3, extrapolando os valores permitidos para rios de classe II, à exceção do Zinco (Tabela 1). Desta forma, é possível inferir que a quantidade de zinco nas amostras não acarretou prejuízo à saúde dos organismos aquáticos por sua importância fisiológica, em baixa concentração, e serve como micronutriente para as plantas. Processos de erosão, queima de biomassa e descarte inadequado de óleos automotivos, materiais galvanizados, fluidos hidráulicos e efluentes industriais podem contribuir para a presença de zinco em ambientes aquáticos (Corbi et al., 2006; Poletto e Castilho, 2008).

O cobre, também presente no latão, é extremamente nocivo aos peixes, muito mais do que para o homem. A Cetesb afirma que concentrações de $0,5 \text{ mgL}^{-1}$ já são letais para trutas, carpas, bagres, peixes vermelhos de aquários ornamentais, dentre outros, enquanto os microrganismos morrem em concentrações acima de $1,0 \text{ mgL}^{-1}$ (Cetesb, 2010).

A presença do metal níquel nas amostras pode estar ligada ao descarte incorreto de baterias e pilhas, rejeitos de aço inoxidável ou peças niqueladas, por estar presente na composição química desses materiais (Homem, 2006). A Cetesb (2010) afirma que concentrações de níquel em águas superficiais naturais podem chegar a $0,1 \text{ mgL}^{-1}$, comumente sob a forma Ni^{2+} , em que valores mais elevados, como no P1, podem ser encontrados em áreas com resíduos contendo ligas de ferro, torneiras, imãs, dentre outros.

O cádmio é um metal extremamente tóxico para o ser humano, podendo levar até a morte mesmo em baixas concentrações. Sua ocorrência no ambiente, normalmente está associada ao zinco e ao chumbo, e sua extração, produção e aplicação na agroindústria tem crescido nos últimos anos (Corbi et al., 2006). Nas três amostras analisadas o cádmio apresentou concentrações que ultrapassaram consideravelmente o limite (Tabela 1). Considerando que as regiões próximas aos córregos apresentam áreas cultivadas abandonadas, o cádmio pode ser originário de fertilizantes possivelmente lixiviados por águas pluviais (Corbi et al., 2018). Dependendo do tipo de rocha explorada, fertilizantes fosfatados podem conter cádmio em sua composição, por isso o uso prolongado deste tipo de adubo químico pode contribuir para o acúmulo deste poluente no solo, trazendo impactos ambientais devido à sua toxicidade (Corbi et al., 2018). Segundo Bizarro et al. (2008), a poluição ambiental associada ao cádmio é preocupante, uma vez que menos de 5%

do cádmio explorado é reciclado. Outra possibilidade, assim como comentado para o níquel, é do descarte inadequado de baterias recarregáveis, materiais com revestimento eletrolítico de metais.

Diferentemente dos outros metais, a análise da presença de ferro destaca-se a sua alta concentração nas três amostras coletadas (Tabela 1), de modo a levar em consideração a natureza química das rochas pelas quais as águas do subsolo se movem. A microbacia do Mutum se insere na Formação Serra Geral constituída por basaltos que possuem óxidos de ferro em sua composição (Ferreira Jr. e Gomes, 1999). Corbi et al. (2006) também identificaram concentrações elevadas de ferro em amostras de sedimentos de córregos presentes em áreas de cultivo da cana-de-açúcar na região central do estado de São Paulo, devido à composição do solo da região. Ademais, maiores teores de ferro foram identificados nas amostras de sedimentos de áreas sem mata ciliar, ressaltando a importância de sua preservação para o processo de filtragem e barragem de produtos lixiviados em áreas de cultivo agrícola (Corbi et al., 2006), como pode estar ocorrendo na microbacia do Mutum.

Análise Microbiológica

Todas as amostras testaram positivo quanto à presença de coliformes totais e *E. coli*, apresentando valor de NMP > 23,0 para cada 100mL de amostra (Blodgett, 2006), comprovando a contaminação fecal. Nesse sentido, essa água, se destinada para abastecimento, é um importante veículo de transmissão de microrganismos patogênicos de origem entérica, pela via fecal-oral (Grabow, 1996), tornando primordial a avaliação de sua qualidade microbiológica (Isaac-Marquez et al., 1994).

A presença da contaminação fecal condiz com a presença de fezes bovinas observadas no entorno dos córregos. Também pode estar relacionado ao lançamento de esgoto doméstico sem tratamento em solo ou com a utilização de foças negras, visto que a bactéria reside em intestinos de animais homeotermos. Muitas vezes, a comunidade rural destina inadequadamente resíduos e dejetos, fomentando a contaminação hídrica, o que representa risco à saúde coletiva, caso esse recurso seja utilizado para abastecimento sem tratamento (Barcellos et al., 2006; Ferreira et al., 2017). De acordo com Stukel et al. (1990), isso faz com que os riscos de surtos de doenças de veiculação hídrica sejam elevados nessas comunidades.

Destaca-se, ainda, que a presença das fezes bovinas no entorno aumenta o risco da contaminação das águas superficiais e subterrâneas, uma vez que são reservatórios de microrganismos patogênicos causadores de enfermidades humanas, como os protozoários *Cryptosporidium parvum* e *Giardia* sp (Conboy e Goss, 2000).

Biomonitoramento com Macroinvertebrados Bentônicos

Foram amostrados 732 indivíduos de macroinvertebrados bentônicos, como larvas de libélulas, besouros, mosquitos, efemerópteras, tricópteras, entre outros, pertencentes a 14 táxons diferentes (Tabela 2).

Todos os pontos estudados foram classificados com qualidade duvidosa e águas contaminadas (Classe III), segundo o índice BMWP (Tabela 3).

Este indicativo de degradação ambiental se reforça pelos reduzidos índices diversidade quando comparados à diversidade máxima, principalmente em P2 e P3 (Tabela 3). Isso porque, quanto mais preservado for o local, mais próximo o H' se encontra do H' máx. De acordo com Bojsen e Jacobsen (2003), a redução da mata ciliar acarreta aumento da biomassa do perifíton, devido à maior disponibilidade de luz no rio, e diminui a serapilheira. Assim, a comunidade bentônica desses rios é menos diversificada quando comparada aos de áreas florestais.

Tabela 2. Comunidade de macroinvertebrados bentônicos amostrada na Microbacia do Mutum.

| Taxa | | P1 | P2 | P3 |
|---------------|-----------------|----|-----|-----|
| Coleoptera | Dytiscidae | 1 | 5 | 1 |
| | Elmidae | 3 | 1 | 3 |
| | Hydrophilidae | - | 10 | 1 |
| | Ceratopogonidae | 3 | 44 | 7 |
| Diptera | Chironomidae | 72 | 473 | 129 |
| | Culicidae | 1 | | |
| | Empididae | | | 2 |
| | Tipulidae | | 1 | |
| Ephemeroptera | Baetidae | 4 | 1 | |
| | Leptohyphidae | 3 | 1 | 4 |
| Hirudinae | Hirudidae | | | 2 |
| Odonata | Aeshnidae | 3 | | |
| | Gomphidae | - | 6 | 1 |
| Trichoptera | Hydropsychidae | 19 | 7 | 6 |

A degradação ambiental é corroborada pelos reduzidos índices de equitabilidade (J'), que variaram de 0,26 a 0,54 (Tabela 3). A equitabilidade varia de 0 e 1, atingindo o valor máximo quando todas as espécies estão representadas pelo mesmo número de indivíduos, ou seja, quanto mais preservado o ambiente, mais o valor se aproxima de 1 (Brunel et al., 1979).

Tabela 3. Índices ecológicos e BMWP da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. H' : diversidade de Shannon-Wiener; H' máx: diversidade máxima; J' : equitabilidade de Pielou; d: dominância de Berger-Parker.

| Ponto | Riqueza | Abundância | BMWP | H' | H' máx | J' | d |
|-------|---------|------------|------|------|----------|------|------|
| P1 | 9 | 109 | 40 | 1,18 | 2,19 | 0,54 | 0,66 |
| P2 | 10 | 549 | 44 | 0,60 | 2,30 | 0,26 | 0,86 |
| P3 | 11 | 156 | 44 | 0,80 | 2,40 | 0,33 | 0,83 |

Dessa forma, ecossistemas com suas condições naturais conservadas possuem elevada diversidade de espécies e reduzido número de indivíduos de cada espécie, sendo o contrário observado em ecossistemas perturbados (Marques et al., 1999; Kotzian et al., 2014). Isto porque a poluição é seletiva, em que somente aquelas espécies bem adaptadas às novas condições ambientais sobrevivem e até mesmo proliferam, ao passo que algumas outras espécies, mais sensíveis, não resistem às novas condições ambientais (Von Sperling, 2005). Outros autores também relataram diminuição da diversidade de macroinvertebrados bentônicos diretamente proporcional ao grau do uso e ocupação do solo, evidenciando o seu impacto na qualidade da água em cada estação amostral (Genito et al., 2002; Minaya et al., 2013; Santos e Melo, 2017).

Por fim, os menores valores de equitabilidade refletiram em maiores índices de dominância (0,66 a 0,86) (Tabela 3). Esse índice varia de 0 a 1, onde locais mais preservados apresentam valores próximos a zero. O táxon dominante foi o de quironomídeos, característica de ambientes impactados. Isto se deve ao fato de tais larvas serem resistentes às alterações ambientais, pois desenvolveram uma variedade de mecanismos adaptativos que as capacitam a viver em variações de: temperatura, pH, salinidade, profundidade, velocidade de corrente, produtividade e oxigênio dissolvido. Destaca-se que a maioria das espécies de quironomídeos tem a capacidade de sintetizar um pigmento respiratório semelhante à hemoglobina, o qual tem alta afinidade pelo oxigênio, fundamental em condições de baixa concentração desse agente (Callisto e Esteves, 1998). Apesar de resistentes, Ochieng et al. (2008) relataram maior incidência de deformidades no aparelho bucal dessas larvas, quando presentes em águas contaminadas com metais, principalmente cobre e zinco.

Entretanto, observa-se maior diversidade (H') e menor dominância (d) em P1, que pode estar relacionado à maior estabilidade das margens e proteção pela vegetação ripária, evidenciados pelo PAR. Storey e Vowley (1997) mostraram o papel desempenhado por essa vegetação no aumento da riqueza e do número de táxons conforme diferentes riachos fluíram para os fragmentos florestais. Além de proteção, a mata ciliar contribui com galhos e folhas, que servem de alimento e abrigo para os macroinvertebrados (Goulart e Callisto, 2005; Chará-Serna et al., 2015; Vaikre et al., 2018).

CONCLUSÕES

O estudo analisou a microbacia do Mutum pertencente à APA do Rio Uberaba. De modo geral, as análises dos parâmetros físico-químicos não ultrapassaram os limites estabelecidos para os usos preponderantes para rios de classe II, com exceção dos metais: cádmio, cobre, ferro e níquel, os quais podem ser oriundos de disposição inadequada de resíduos, lixiviação de agrotóxicos e tipo de rocha. A degradação ambiental foi constatada pela aplicação do PAR e confirmada pela presença de *E. coli* nas amostras de água e pela avaliação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, que classificou as águas como contaminadas. Além disso, os índices ecológicos mostraram baixa diversidade de táxons e elevada dominância de quironomídeos, larvas de insetos resistentes a estresses ambientais. O ponto com maior estabilidade das margens e proteção pela vegetação ripária apresentou os melhores índices ecológicos.

Por se tratar de uma UC de uso sustentável, constituída por propriedades privadas, a qualidade ambiental deve ser monitorada e incentivada na região para que a APA do rio Uberaba possa manter os

serviços ambientais prestados. A proposição de ações de mitigação dos problemas deve ser condicionada à participação de toda a comunidade rural, sendo a eles apresentados os problemas levantados, o quão sua saúde pode ser afetada e como poderiam reverter esse cenário em busca de desenvolvimento rural sustentável. Em suma, vê-se a necessidade de uma melhor gestão dos recursos hídricos que dê atenção a quem vive e trabalha no meio rural. Neste âmbito, técnicas que visam ao diagnóstico de qualidade da água utilizando bioindicadores, como o biomonitoramento por macroinvertebrados bentônicos, muito tem a contribuir.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à FAPEMIG (APQ-02709-14) e ao CNPq (420285/2013-0) pelo auxílio financeiro que possibilitou a realização do projeto.

REFERÊNCIAS

- ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. 2017. **Conjuntura dos Recursos Hídricos**, Brasil. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/relatorio-conjuntura-2017.pdf>>. Acesso em: 2 mar. 2021.
- APHA, American Public Health Association. 2017. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23. ed. Washington, DC: APHA, 1496p.
- BARBOLA, I. F. et al. 2011. Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do rio Pitangui, Paraná, Brasil. **Iheringia**, **10**(1-2): 15-23.
- BARCELLOS, C. M. 2006. Avaliação da qualidade da água e percepção higiênico-sanitária na área rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil, 1999-2000. **Cadernos de Saúde Pública**, **22**(9): 1967-1978.
- BIZARRO, V. G.; MEURER, E. J.; TATSCH, F. R. P. 2008. Teor de cádmio em fertilizantes fosfatados. **Ciência Rural**, **38**: 247-250.
- 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**(35).
- BLODGETT, R. 2006. **BAM Appendix 2** – Most Probable Number from Serial Dilutions. Disponível em: <<http://www.cfsan.fda.gov/webam/bam-10.html>>. Acesso em: 21 out. 2013.
- BOJSEN, B. H.; JACOBSEN, D. 2003. Effects of deforestation on macroinvertebrate diversity and assemblage structure in Ecuadorian Amazon streams. **Archiv für Hydrobiologie**, **158**(3): 317-342.
- BRASIL. **Resolução nº 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Brasília, DF: Diário oficial da União. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=2747>>. Acesso em: 10 dez. 2020.
- BRUNEL, E.; CANCELA DA FONSECA, J. P. 1979. Vie de la société. Concept de la diversité dans les écosystèmes complexes. (Table ronde tenue à l'occasion du colloque sur les écosystèmes bocagers à Rennes en 1976). **Bulletin of Ecology**, **10**(2): 147-163.
- CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. 1998. Biomonitoramento da macrofauna bentônica de Chironomidae (Diptera) em dois Igarapés Amazônicos sob influência das atividades de mineração de bauxita. **Oecologia Brasiliensis**, **5**(1): 299-309.
- CALLISTO, M.; MORETTI M.; GOULART, M. 2001. Macroinvertebrados Bentônicos como Ferramenta para Avaliar a Saúde de Riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH)**, **6**(1): 71-82.

- CASPER, A. F. 1994. Population and community effects of sediment contamination from residential urban runoff on benthic macroinvertebrate biomass and abundance. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, **53**(6): 796-799.
- CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2019. **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2020/09/Apendice-E-Significado-Ambiental-e-Sanitario-das-variaveis.pdf>>. Acesso em: 20 fev. 2021.
- _____. 2010. Águas superficiais: variáveis de qualidade de água. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/%C3%81guas-Superficiais/34-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-das-%C3%81guas>>. Acesso em: 16 nov. 2016.
- CHARÁ-SERNA, A. M. et al. 2015. Understanding the impacts of agriculture on Andean stream ecosystems of Colombia: a causal analysis using aquatic macroinvertebrates as indicators of biological integrity. **Freshwater Science**, **34**(2): 727-740.
- CONBOY, M. J.; GOSS, M. J. 2000. Natural protection of groundwater against bacteria of fecal origin. **Journal of Contaminant Hydrology**, **43**: 1-24.
- CORBI, J. J. et al. 2018. Environmental diagnosis of metals in streams near sugarcane cultivation areas: current and historical analysis in the central region of the State of São Paulo. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, **90**(3): 2711-2719.
- _____. 2006. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). **Química Nova**, **29**(1): 61-65.
- COSTA, C; IDE, S.; SIMONKA, C. E. 2006. **Insetos Imaturos: metamorfose e identificação**. Ribeirão Preto: Holos, 250p.
- DA SILVA, N. et al. 2017. **Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos e água**. 5. ed. São Paulo: Livraria Varela, 535p.
- DUCATI, A.; PÉRICO, E. 2015. Análise temporal da fragmentação de uma bacia hidrográfica e suas possíveis implicações ecológicas. **Revista de Ciências Ambientais**, **9**(5): 49-66.
- FERREIRA, F. S. et al. 2017. At the edge of the river and society: water quality in a quilombola community in the state of Mato Grosso. **Saúde e Sociedade**, **26**(3): 822-828.
- FERREIRA JR., P. D.; GOMES, N. S. 1999. Petrografia e diagênese da formação Uberaba, cretáceo superior da bacia do Paraná no Triângulo Mineiro. **Brazilian Journal of Geology**, **29**(2): 163-172.
- 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.
- GOMES, A. S. 2004. Análise de dados ecológicos. Departamento de Biologia Marinha, Universidade Federal Fluminense. Disponível em: <http://www.fernandosantiago.com.br/apostila_diversidade_sistemica.pdf>. Acesso em: 2 mar. 2021.
- GOULART, M.; CALLISTO, M. 2005. Mayfly diversity in the Brazilian tropical headwaters of Serra do Cipó. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, **48**: 983-996.
- GRABOW, W. 1996. Waterborne diseases: update on water quality assessment and control. **Water S.A.**, **22**: 193-202.
- GUIMARÃES-SOUTO, R. M.; CORBI, J. J.; JACOBUCCI, G. B. 2018. Metal evaluation and ecotoxicological bioassays using *Chironomus xanthus* in sediments of Triângulo Mineiro watercourses. **Bioscience Journal**, **34**(6): 1714-1723.
- HOMEM, E. M. et al. 2006. Nickel, lead and zinc removal by adsorption process in fluidized bed. **Environmental Technology**, **27**: 1101-1114.
- ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Unidades de Conservação: categorias. Disponível em: <<https://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/categorias>>. Acesso em: 2 mar. 2021.
- ISSAC-MARQUEZ, A. P. et al. 1994. Calidad sanitaria de los suministros de agua para consumo humano en Campeche. **Salud Pública de México**, **36**: 655-661.

- 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 Brasiliense**, **10**(2): 125-135.
- KOTZIAN, C. B. et al. 2014. Macroinvertebrados Aquáticos de Rios e Riachos da Encosta do Planalto, na Região Central do Estado do Rio Grande do Sul (Brasil). **Ciência e Natura**, **36**: 621-645.
- KREBS, C. J. 1989. **Ecological Methodology**. New York: Harper-Collins, 654p.
- LOPES, M. G. et al. 2019. Qualidade da água em nascentes do município de Araraquara-SP: uma abordagem utilizando bioindicadores ambientais. **Revista Brasileira Multidisciplinar**, **22**(1): 109-120.
- MANGADZE, T.; BERE, T.; MWEDZI, T. 2016. Choice of biota in streamassessment and monitoring programs in tropical streams: acomparison of diatoms, macroinvertebrates and fish. **Ecological Indicators**, **63**: 128–143.
- MARQUES, M. G. S. M.; FERREIRA, R. L.; BARBOSA, F. A. R. 1999. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das Lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Revista Brasileira de Biologia**, **59**(2): 203-210.
- MINAYA, V. et al. 2013. Scale-dependent effects of rural activities on benthic macroinvertebrates and physico-chemical characteristics in headwater streams of the Mara River, Kenya. **Ecological Indicators**, **32**: 116-122.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. 2010. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Books, 174p.
- OCHIENG, H.; RUYTER VAN STEVENINCK, E. D.; WANDA, F. M. 2008. Mouthpart deformities in Chironomidae (Diptera) as indicators of heavy metal pollution in northern Lake Victoria, Uganda. **African Journal of Aquatic Science**, **33**(2): 135-142.
- OCHIENG, H.; ODONG, R.; OKOT-OKUMU, J. 2020. Comparison of temperate and tropical versions of Biological Monitoring Working Party (BMWP) index for assessing water quality of River Aturukuku in Eastern Uganda. **Global Ecology and Conservation**, **23**: e01183.
- PEREIRA, V. S. et al. 2020. Variation of Chironomidae (Insecta: Diptera) trophic guilds and their relation with trophic state in reservoirs in the semiarid. **Ciência e Natura**, **42**: 43.
- POLETO, C.; CASTILHO, Z. C. 2008. Impacto por poluição difusa de sedimentos em bacias urbanas. In: POLETO, C. (Ed.). **Ambiente e Sedimentos**. Porto Alegre: ABRH, p. 193-227.
- REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. 2009. Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, **14**(3): 353-362.
- RODRIGUES, A. S. L.; CASTRO, P. T. A. 2008. Adaptation of a rapid assessment protocol for rivers on rocky meadows. **Acta Limnologica Brasiliense**, **20**(4): 291-303.
- RODRIGUES, V. S.; UTSUMI, A. G. 2019. Análise multitemporal do uso e cobertura do solo na APA rio Uberaba sob o enfoque da Ecologia de Paisagens. **Revista Brasileira de Ciência, Tecnologia e Inovação**, **4**(1): 83-94.
- SANTOS, M. O; MELO, S. M. 2017. A influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água de nascentes - análise de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, **2**(1): 36-43.
- SEMA, Secretaria de Meio Ambiente de Uberaba. 2004. Diagnóstico Ambiental da APA – rio Uberaba. Disponível em: <http://www.uberaba.mg.gov.br/portal/acervo/meio_ambiente/APA/Diagnostico%20APA%20rio%20Uberaba.pdf>. Acesso em: 2 mar. 2021.
- SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F.; BOEIRA, R. C. 2004. **Protocolo de Coleta e Preparação de Amostras de Macroinvertebrados Bentônicos em Riachos**. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPMA/5841/1/comunicado_19.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2021.
- STOREY, R. G.; COWLEY, D. R. 1997. Recovery of three New Zealand rural streams as they pass through native forest remnants. **Hydrobiologia**, **353**: 63-73.

- STUKEL, T. A. et al. 1990. A longitudinal study of rainfall and coliform contamination in small community drinking water supplies. **Environmental Science and Technology**, **24**: 571-575.
- TAKAYANAGUI, A. M. M.; VEIGA, T. B. 2021. Crise ambiental e saúde. In: A. P. M. S. Senhuk; A. C. B. M. Anê (Org.). **Fundamentos de saúde ambiental para engenharia**. São Carlos: Pedro & João Editores, p. 41-86.
- VAIKRE, M. et al. 2018. M. Functional assemblages of macroinvertebrates in pools and ditches in drained forest landscape. **Wetlands**, **38**: 957–964.
- VON SPERLING, M. 2005. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: UFMG, 452p.

Submetido em: 08.04.2021

Aceito em: 31.08.2021