

DIAGNÓSTICO DA QUALIDADE AMBIENTAL DO RIBEIRÃO DO CHÁ, ITAPETININGA, SP COM USO DE BIOINDICADORES

Tecn. Matheus Henrique Soares

mhs.ambiental@gmail.com

Prof. Dr. Frederico Guilherme de Souza Beghelli

frederico@fatecitapetininga.edu.br

Fatec Itapetininga - SP

RESUMO: A degradação dos ecossistemas aquáticos é uma preocupação ambiental crescente. Com relação à sua qualidade são fatores de pressão antrópica: o lançamento de efluentes, a remoção de vegetação e os usos do solo. Itapetininga insere-se na bacia do Alto Paranapanema onde situa-se o rio Itapetininga. Com extensão de 180 km recebe impactos de áreas urbanas quanto rurais, mas apresenta somente um ponto de monitoramento. Este trabalho visa contribuir para o conhecimento do estado de qualidade deste ecossistema a partir do biomonitoramento de um de seus afluentes, o Ribeirão do Chá que atravessa o trecho urbano do município. Foram analisadas variáveis físicas e químicas além dos macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. As análises foram realizadas em duas zonas sob diferentes níveis de pressões antrópicas determinados por análise de imagens de satélite e visitas a campo, considerando-se os usos do solo e integridade da vegetação ripária, bem como proximidade de estruturas urbanizadas. Foram realizadas duas coletas durante a estação seca. Foram registrados fluxo, vazão, níveis de oxigênio, nitrogênio, fosfato e pH. Os macroinvertebrados bentônicos foram analisados a partir da porcentagem de grupos tolerantes ou sensíveis bem como aplicação de índice multimétrico de qualidade ambiental. Verificou-se que as comunidades biológicas e as variáveis físicas e químicas refletem os diferentes níveis de pressão antrópica sobre o Ribeirão do Chá que se encontra em condições que variam de regular a ruim, de forma que ações preventivas e mitigatórias são recomendadas para evitar-se a piora da qualidade do trecho estudado.

Palavras-chave: Biomonitoramento. Qualidade da água. Macroinvertebrados.

ENVIRONMENTAL QUALITY DIAGNOSIS IN RIBEIRÃO DO CHÁ, ITAPETININGA, SP USING BIOINDICATORS

ABSTRACT: Degradation of aquatic ecosystems is a growing environmental concern. Regarding its quality, anthropogenic pressure factors are: the release of effluents, the removal of vegetation and land use. Itapetininga is part of the Alto Paranapanema basin where the Itapetininga river is located. With a length of 180 km, it receives impacts from urban and rural areas, but has only one monitoring point. This work aims to contribute to the knowledge of the state of quality of this ecosystem from the biomonitoring of one of its tributaries, Ribeirão do Chá that crosses the urban stretch of the municipality. Physical and chemical variables were analyzed in addition to benthic macroinvertebrates as bioindicators. The analyzes were carried out in two zones under different levels of anthropogenic pressure determined by analysis of satellite images and field visits, considering the land use and integrity of riparian vegetation, as well as proximity to urbanized structures. Two collections were carried out during the dry season. Flux, flow, oxygen, nitrogen, phosphate and pH levels were recorded. The benthic macroinvertebrates were analyzed from the percentage of tolerant or sensitive groups as well as application of a multimetric index of environmental quality. It was found that the biological communities and the physical and chemical variables reflect the different levels of anthropogenic pressure on Ribeirão do Chá, which is in conditions that vary from regular to bad, so that preventive and mitigating actions are recommended to avoid the worsening of the quality of the studied stretch.

Keywords: Biomonitoring. Water quality. macroinvertebrates.

1 INTRODUÇÃO

Itapetininga está localizada no interior de São Paulo e tem como principal manancial o rio Itapetininga. Este rio está situado na bacia do Alto Paranapanema (CETESB, 2017). Com 180 km de extensão passa por quatro municípios. As principais ameaças são a remoção de mata ciliar, a pesca predatória, o lançamento de esgoto e a retirada de água em excesso (SANTOS, 2010).

Estudos anteriores (VALIO et al. 2013; QUEIROZ, 2019) evidenciaram degradação da qualidade da água possivelmente relacionadas à entrada de esgoto ou efluentes sem tratamento adequado, especialmente no ribeirão Ponte Alta. Há ainda o risco de florações de cianobactérias, pois o ribeirão encontra-se eutrofizado (CETESB, 2018).

A urbanização desordenada, acarreta pressões sobre os rios: lançamento de esgoto doméstico (BEGA et al. 2021) - acarretando alterações nos níveis de oxigênio, DBO, coliformes, fósforo e nitrogênio (FELLEMBERG, 2017) - e industrial, frequentemente associado à poluição por metais (GRIECO et al. 2017) ou outras substâncias tóxicas (TUNDISI; MATSUMURA TUNDISI, 2008). Também podem ser relevantes as contribuições por tráfego veicular, deposição atmosférica e construções metálicas (MÜLLER et al., 2020).

Os indicadores físicos e químicos são capazes de indicar aspectos momentâneos, inferindo apenas indiretamente sobre os efeitos nos organismos. Já os indicadores biológicos possuem características que

permitem inferências sobre as condições integradas ao longo do tempo e frente aos múltiplos fatores que determinam o estado ambiental (BUSS et al. 2008). Os macroinvertebrados bentônicos são considerados excelentes bioindicadores respondendo a alterações na água, sedimentos e entorno (BEGHELLI, 2016).

A degradação da qualidade ambiental tende a alterar as proporções entre diferentes grupos de organismos. Ao mesmo tempo que gera o aumento na proporção de uns, ditos tolerantes tende a reduzir a de outros, sensíveis (FERREIRA et al., 2007; BARBOSA et al. 2011; BEGHELLI et al. 2015; SOUSA et al., 2020).

Espera-se maior abundância do índice EPT (*Ephemeroptera*, *Plecoptera* e *Trichoptera*) bem como proporção de táxons sensíveis no trecho sob menor pressão antrópica e maior abundância dos grupos tolerantes no trecho sob maior pressão antrópica.

São objetivos deste trabalho: determinar a qualidade de dois trechos sob diferentes níveis de impacto no Ribeirão do Chá e relacionar estes níveis de impacto às condições físico-químicas e biológicas.

2 METODOLOGIA

2.1 CARACTERIZAÇÃO DOS PONTOS E PERIODICIDADE DAS COLETAS

Neste trabalho foram realizadas duas coletas, nos meses de junho e agosto de 2019 durante a estação seca evitando-se os efeitos

de diluição ou aumento de cargas difusas da estação chuvosa.

Os pontos amostrais foram georeferenciados com uso de aparelho celular e aplicativo “Minhas coordenadas”, representadas (tabela 1). Os cinco pontos foram agrupados em dois trechos conforme nível de pressão antrópica, denominados Zona de Baixa Pressão Antrópica (ZBPA) e Zona de Alta Pressão Antrópica (ZAPA).

O plano inicial previa amostragens somente na ZBPA, todavia viu-se a necessidade de ampliar o estudo. Na ZBPA foram realizadas, no total, seis coletas (três pontos em dois meses) enquanto na ZAPA foram realizadas duas coletas (uma amostragem por ponto, cada um em um mês).

Tabela 1 – Coordenadas geográficas dos pontos amostrais.

Zona	Pontos	Latitude (S)	Longitude (O)
ZBPA	1	23°35'23.68"	23°35'23.68"
	2	23°35'24.01"	48°1'57.04"
	3	23°35'24.52"	48°1'57.39"
ZAPA	4	23°35'40.92"	48°2'51.63"
	5	23°35'37.12"	48°3'2.64"

Fonte: Autoria própria (2020)

No trecho da ZBPA, os pontos puderam ser distribuídos a cada 15m, ficando o ponto 2 como ponto intermediário.

Já no trecho de maior pressão, ZAPA, por limitação de acesso, foram utilizados dois pontos (4 e 5). A distância entre estes pontos é de 300m sendo a distância entre os dois trechos (pontos 3 e 4) de 2,3 km.

O nível de pressão antrópica foi determinado, a priori, conforme observações

de imagens de satélite com utilização da plataforma Google Earth Pro e observações de campo.

Foram determinados os percentuais de usos do solo considerando-se um raio de 300m ao redor do centro de cada zona considerada.

Os seguintes usos foram considerados: remanescente de vegetação natural, campos (incluindo plantio de gramíneas exóticas ou domésticas), área urbanizada (considerando-se moradias, comércio, trechos asfaltados e calçadas) e solo exposto. Foram utilizadas imagens de satélite Maxxar Technologies de atualizadas para 28/03/2021. Foi ainda determinada, como medida de pressão antrópica, a distância do ponto central de cada zona, da construção mais próxima e da via asfaltada mais próxima.

Em campo, foram determinadas por observação visual no momento das coletas: fluxo de pessoas e veículos, pontos com erosão evidente nas margens e presença de resíduos sólidos flutuantes no leito do ribeirão.

A zona de baixa pressão antrópica, caracteriza-se como local de passagem utilizado principalmente por moradores locais. A região é predominantemente residencial sendo um local urbanizado, mas com baixo fluxo de pessoas em comparação com a ZAPA.

Já a Zona de Alta Pressão Antrópica está localizado na região central do município. Na ZAPA está uma das principais vias que atravessam a cidade, a Marginal do Chá, tendo alto fluxo de veículos e de pedestres que utilizam a mesma para realização de atividades físicas e outras funções.

Alguns fatores vêm acelerando a degradação ambiental deste ecossistema, principalmente os processos erosivos, onde grandes volumes de solo são transportados através das chuvas ou dos ventos.

Destaca-se ainda que este trecho recebe águas pluviais provenientes de diversos pontos da cidade além de possivelmente receber esgoto não tratado de forma direta ou indireta (via galeria de águas pluviais).

2.2 ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS

Foram determinados o fluxo laminar e a vazão com a utilização de um flutuador preso a um fio de nylon, cronômetro e fita métrica. O valor de vazão teve como referência a profundidade medida no centro da calha do curso hídrico.

Foram coletadas uma amostra de água em cada trecho (Pontos 1 e 4) para a realização das seguintes análises: oxigênio dissolvido, amônia, nitrato, nitrito, pH e ortofosfato.

As análises químicas foram feitas com base em reações colorimétricas comparadas com padrão em uma paleta de cores/tonalidades com utilização do kit para análise d'água Ecokit II (Alfakit). Também foi separada uma amostra para análise de DBO_{5,20}.

Em todos os pontos foi realizada a leitura do disco de Secchi, para determinação da transparência da água bem como para estimar a extensão da zona fótica e o estado trófico (LAMPARELLI, 2004). A extensão da

zona fótica foi calculada multiplicando-se o valor da leitura do disco pelo fator de 2,27 (PADIAL; TOMAZ, 2008). Foi realizada a leitura de turbidez no local com utilização de um mini-disco Secchi graduado para UTM.

2.3 MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

Os macroinvertebrados foram coletados a partir do sedimento com auxílio de uma rede D com 0,2 mm de abertura de malha. Em cada ponto, foi realizada varredura por um minuto. No laboratório, o material foi fixado com formaldeído a 4% para posterior análise.

Os organismos foram triados sobre bandeja transiluminada e a cor de cada um foi anotada com a confirmação em estereomicroscópio para determinação da proporção de Chironomidae vermelhos.

Posteriormente, os espécimes foram preservados em solução de álcool 70%. Os organismos foram analisados individualmente sob estereomicroscópio para determinação dos diferentes grupos.

Por se tratar de uma análise rápida, com objetivo de biomonitoramento e não de levantamento faunístico, foram considerados grupos reconhecidamente com potencial bioindicador conforme literatura especializada, mas de fácil identificação: Chironomidae vermelhos, Chironomidae de outras cores, Oligochaeta, Hirudinea, Gastropoda, Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (FERREIRA et al., 2009; BEGHELLI et al., 2015).

A abundância relativa de cada um desses grupos, bem como a somatória para

cálculo do índice EPT foram determinadas (FERREIRA et al., 2009).

Também foi calculado o índice multimétrico proposto por Beghelli et al. (2015) com adaptações. Este índice traduz-se em uma escada que varia de 0 a 1, a partir da média de valores específicos de um conjunto de indicadores. Baseia-se na abundância entre organismos sensíveis e tolerantes, diversidade e índice baseado em escore (Family Biotic Index, Mandaville, 2002). A classificação final segue a tabela 2:

Tabela 2 - Classificação pelo índice multimétrico (BEGHELLI et al., 2015)

Classe	Mínimo	Máximo
Péssimo	0,00	0,14
Muito degradado	0,14	0,28
Degradado	0,29	0,42
Impactado	0,43	0,56
Razoável	0,57	0,70
Bom	0,71	0,84
Excelente	0,85	1,00

Fonte: Aatoria própria (2020).

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 USOS DO SOLO

Todo o trecho do estudo refere-se à área urbanizada e sob pressão antrópica. Todavia, a análise de imagens de satélite e as observações de campo permitiram uma distinção quanto ao nível de pressão antrópica.

Comparando-se o entorno das duas zonas, observa-se o predomínio de usos

urbanos em ambas as áreas, mas com participação 22% maior na ZAPA. Por outro lado, a área com cobertura arbórea-arbustiva é 8% menor na ZAPA e se considerarmos também as áreas de campo, com gramíneas, a cobertura vegetal compreenderá 42% da ZBPA frente a 22% na ZAPA (figura 1).

Figura 1 - usos do solo ao redor de um raio de 300m do ponto médio das zonas de alta (ZAPA) e baixa (ZBPA) pressão antrópica.



Fonte: Aatoria própria (2020).

Além disso, o ponto central da ZAPA está a uma distância de, aproximadamente, 5,9m da área urbanizada mais próxima enquanto na ZBPA esta distância é de 29m sendo nos dois casos, o elemento mais próximo uma via asfaltada. Isto indica maior pressão urbana sobre o trecho da ZAPA bem como maior suscetibilidade do recurso hídrico ao carreamento de poluentes por este meio como óleos, graxas, areia e metais, processo que tende a ser intensificado pela impermeabilização do solo onde há concreto ou vias asfaltadas (BEGHELLI, 2016; FELICE et al. 2018).

Em conjunto, tais condições indicam maiores riscos de entrada de sedimentos e poluentes no trecho da ZAPA bem como menor diversidade de detritos para a

comunidade de macroinvertebrados bentônicos e conseqüentemente, menor diversidade de alimentos para peixes bentívoros e alterações na recuperação de detritos para o ecossistema (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

3.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA

A Zona de Baixa Pressão Antrópica foi caracterizada com menores fluxo e vazão de água em relação à Zona de Alta Pressão Antrópica. Tal situação reflete o posicionamento dos dois trechos, estando a ZBPA à montante, bem como a maior largura do trecho situado na ZAPA e contribuição de outros tributários (Tabela 3).

Também registrou a redução destas variáveis de junho para agosto, refletindo a redução da precipitação média no período variando, respectivamente, de 1,86 para 0,24 mm/dia (INMET, dados diários da Estação Meteorológica de Sorocaba).

Tabela 3 - largura, profundidade e vazão

		ZBPA	ZAPA
Junho/2019	L (m)	1,83 ± 0,01	---
	P (m)	0,62 ± 0,05	---
	V (m/s)	0,506 ± 0,132	0,725 ± 0,079
	Q (m ³ /s)	0,662 ± 0,050	1,159 ± 0,213
Agosto/2019	L (m)	2,33 ± 0,39	5,18
	P (m)	0,53	0,67
	V (m/s)	0,283 ± 0,011	0,442 ± 0,067
	Q (m ³ /s)	0,469 ± 0,005	0,793 ± 0,112

Nos dois locais, as águas apresentaram-se com boa transparência e

baixa turbidez, bem como com pH ligeiramente ácido, de 6,5 o que é considerado adequado para águas naturais (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Os corpos hídricos estudados são afluentes do Rio Itapetininga, pertencentes à UGRHI-14 e classificados como classe 2.

As variáveis físico-químicas consideradas neste estudo, não compreendem toda a gama de impactos recebidos pelos cursos d'água considerados, mas servem de complemento à análise com os bioindicadores. As variáveis físico-químicas aqui consideradas indicam efeitos de poluição orgânica ou eutrofização (CETESB 2020).

Por outro lado, a análise com macroinvertebrados é de natureza integradora. Ou seja, os organismos tendem a responder ao conjunto de condições do ecossistema, inclusive as acumuladas ao longo do tempo. Os índices considerados tendem a refletir poluição orgânica, eutrofização, alterações nos usos do solo e, eventualmente, toxicidade (BEGHELLI et al., 2020).

Com relação às variáveis físico-químicas, as variáveis ortofosfato, nitrito, nitrato e amônia estiveram em concentrações que atendem aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos d'água doce classe 2. Já com relação ao oxigênio dissolvido (OD) e à DBO, foi registrada concentração de OD abaixo do mínimo estabelecido pela resolução na ZBPA e no limite inferior para a ZAPA.

A variável OD está intimamente associada à poluição orgânica que em ambiente urbanizado geralmente tem como

fonte de poluição o lançamento de efluentes e esgoto doméstico não tratado (FELLENBERG, 2017).

Outras possíveis fontes de poluição orgânica são o lançamento de esgoto industrial rico em matéria orgânica (eg. indústria de alimentos) e a entrada nos rios de águas provenientes de piscicultura.

Baixos valores de oxigênio são um risco para a fauna que depende do elemento dissolvido para sua sobrevivência, sendo este um fator limitante em ambientes aquáticos. Baixas concentrações de OD podem resultar em mortandade de peixes e invertebrados além da liberação de gás metano e produção de odor desagradável associado à produção de gás sulfídrico, resultante da decomposição anaeróbia de matéria orgânica (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Os valores de DBO indicam o potencial de consumo de oxigênio daquela água por conta da disponibilidade de matéria orgânica. Os valores estiveram conforme os parâmetros estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005. Todavia, destaca-se o grande aumento da DBO em direção à ZAPA que passou de 1,1 mg/L na ZBPA para 4,4 mg/L na ZAPA.

O aparente contraste entre aumento de OD e redução da DBO no sentido ZBPA-ZAPA, indica aumento da carga orgânica acompanhado por aumento na capacidade de autodepuração devido ao aumento da vazão: embora haja mais entrada de matéria orgânica (poluição orgânica, provavelmente pela entrada de esgoto) na ZAPA, a maior vazão deste trecho faz com que a poluição seja mais

diluída e haja maior mistura do oxigênio na água. Como consequência, podem ocorrer maiores concentrações de OD mesmo a uma DBO maior (que indica quantidade de matéria orgânica a ser degradada).

A resolução CONAMA 357/2005 estabelece limites máximos para concentrações de fósforo total conforme o tipo de ambiente e classe do corpo hídrico. A análise realizada neste estudo compreende uma das formas nas quais o fósforo pode encontrar-se em águas naturais, sendo, portanto, parcela do fósforo total presente em ambientes aquáticos.

O ortofosfato é a fração biodisponível e origina-se a partir dos processos de decomposição da matéria orgânica (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Dentre as fontes antrópicas de ambiente urbano, destacam-se esgotos e efluentes, por vezes relacionados ao uso de detergente em pó (CETESB, 2019).

Já o parâmetro, definido pela resolução CONAMA 357/2005, fósforo total, inclui além do ortofosfato, outras formas de fosfatos o que significa que se espera que os valores de ortofosfato estejam abaixo das concentrações estabelecidas para o parâmetro. No presente estudo, a concentração registrada de ortofosfato esteve acima dos limites para fósforo total, indicando excesso deste nutriente na ZBPA.

O fosfato é, frequentemente, fator limitante ao crescimento do fitoplâncton e o excesso pode resultar no fenômeno da eutrofização que, dentre outras consequências pode resultar na mortandade de peixes e

toxicidade das águas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; FELLEBERG, 2017).

O valor registrado (0,75 mg/L) é característico de estado hipereutrófico, com alta probabilidade de florações de cianobactérias tendo em vista que o limite inferior da categoria para fósforo total em ambientes lóticos é de 0,64 mg/L (LAMPARELLI, 2004).

Todavia, uma análise mais precisa do fenômeno, necessitaria considerar as concentrações de clorofila-a, não abordadas neste estudo bem como ampliar o universo amostral no tempo e no espaço.

Uma alternativa seria a análise da transparência. Dada a baixa profundidade, os valores registrados de transparência não puderam ser determinados com precisão. Além disso, por se tratar de uma única leitura, tal resultado vale mais como sinal de risco de um processo de eutrofização, sendo um diagnóstico.

Para uma classificação do estado do ribeirão recomenda-se o monitoramento contínuo de fósforo, clorofila-a e transparência o que não é feito no local.

A situação pode tornar-se grave caso permaneçam as elevadas concentrações de PO₄³⁻ ou aumentem com o tempo podendo resultar na proliferação de cianobactérias e liberação de toxinas nas águas (LAMPARELLI, 2004).

Por outro lado, considerando-se que as concentrações diminuem com o fluxo do rio ao chegar na ZAPA, entende-se que os processos de autodepuração estão sendo

suficientes por hora. O maior risco é local, onde a vazão é reduzida, havendo, porém, risco mais generalizado caso as fontes de poluição não cessem.

Considerando-se os usos do solo na região, são possíveis fontes de poluição o lançamento de esgoto doméstico ou ainda a possibilidade da entrada de águas eutrofizadas a montante do trecho da ZBPA.

Na tabela 4 são listados os valores registrados e os limites estabelecidos para corpos d'água doce classe 2 conforme CONAMA 357/2005.

Tabela 4 - Variáveis físico-químicas

Variáveis	ZBPA	ZAPA	Limite
pH	6,5	6,5	6,0 - 9,0
OD (mg/L)	3,0	5,0	> 5,0
DBO _{5,20} (mg/L)	1,1	4,4	< 5,0
Nitrito (mg/L)	< 0,025	0,025	< 1,0
Nitrato (mg/L)	< 0,10	<0,10	< 10,0
Amônia (mg/L)	< 0,10	<0,10	---
Fosfato (mg/L)	< 0,10	0,75	< 0,1*
Secchi (m)	> 0,53	> 0,67	---
Turbidez (NTU)	< 30	< 30	< 100

* referência para fósforo total.

3.3 ANÁLISE POR BIOINDICADORES

Buss, Oliveira e Baptista (2008) destacam o papel dos bioindicadores para avaliação da qualidade de ambientes aquáticos. Indicadores tradicionais (físicos, químicos e microbiológicos) nos fornecem diagnóstico da situação momentânea e trazem mais informações sobre a causa do estado em que o ecossistema avaliado se encontra.

Por outro lado, indicadores biológicos integram condições variadas e estados de qualidade ao longo do tempo, permitindo conclusões mais acertadas a respeito dos efeitos (de impactos negativos, poluição) sobre o ambiente de estudo. Assim sendo, não se trata entre escolher um ou outro tipo de indicador, mas integrar ambos para compreensão mais ampla do estado de qualidade ambiental.

No presente estudo, a análise da abundância relativa média por zona, revelou predomínio de organismos tolerantes (Chironomidae vermelhos e Oligochaeta), na ZAPA. Apesar dos Oligochaeta mostrarem-se dominantes em ambas as regiões (ZBPA = 40,97%, ZAPA = 43,07%) há dois fatores que corroboram com a hipótese de predomínio de organismos tolerantes na zona de maior impacto: a quantidade de Chironomidae vermelhos, substancialmente maior na ZAPA e proporção mínima de organismos sensíveis (EPT como índice ou ordens consideradas separadamente) na zona de baixa pressão antrópica (ZBPA) (tabela 5). Por outro lado, destaca-se que o baixo percentual de EPT mesmo na ZBPA, reforça a ideia de que ambos os locais se encontram negativamente impactados pelas ações antrópicas.

Considerando-se somente estes principais grupos, foram registrados, em média, na ZBPA, 29,51% de organismos sensíveis e 57,51% de tolerantes (Chironomidae vermelhos + Oligochaetas, Cv+O) enquanto na zona sob maior pressão, a ZAPA, foram registrados 0,44% de organismos sensíveis e 79,48% de tolerantes (Tabela 5).

Tabela 5 - Índice Multimétrico

Componente	ZBPA	ZAPA
Chr verm	16,33	36,41
Oligochaeta	40,97	43,07
Ephemeroptera	0,57	0,00
Plecoptera	1,15	0,00
Trichoptera	27,79	0,44
Outros	13,18	20,07
EPT	29,51	0,44
Cv+O	57,31	79,48

Em estudo realizado por Ferreira, Paiva e Callisto (2009), foi constatado que os organismos Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera apresentaram dominância em ambientes pouco impactados, uma vez que organismos destes grupos possuem maior sensibilidade às alterações ambientais.

Segundo Beghelli (2011), os táxons Oligochaeta, Chironomidae vermelhos e Hirudinea, mostraram-se tolerantes a impactados por eutrofização e poluição orgânica na represa de Itupararanga, SP.

O índice multimétrico sugerido por Beghelli et al. (2015), foi utilizado inicialmente na microbacia do Rio Jundiá-Mirim e posteriormente na Represa de Itupararanga (Lira et al., 2013) como sugestão para uma avaliação rápida com macroinvertebrados bentônicos sem exigência de maior precisão taxonômica. Para cálculo deste índice, foram considerados como “tolerantes” os grupos Chironomidae vermelhos, Oligochaeta e Hirudinea.

Considerando-se as médias por zona, o índice, que varia em uma escala de 0 (pior

condição) a 1, resultou em 0,44 (impactado) na ZBPA e 0,28 na ZAPA (muito degradado). O valor da ZBPA é similar aos registrados na Bacia do Rio Jundiá-Mirim onde foi verificado processo de eutrofização em diferentes pontos (Beghelli et al., 2015) assim como na Represa de Itupararanga, que sofre do mesmo processo (Lira et al., 2013).

Apesar do alcance deste estudo ser limitado por conta do universo amostral, trata-se do primeiro da região a utilizar macroinvertebrados como bioindicadores. Pelos resultados obtidos, recomenda-se o uso destas métricas e índices para biomonitoramento.

4 CONCLUSÕES

Há diferentes níveis de pressão antrópica sobre o Ribeirão do Chá e estas diferenças implicam em alterações no ecossistema evidenciadas por análises físico-químicas e com bioindicadores. Mesmo tendo maior capacidade de autodepuração, o trecho da ZAPA indica piores condições gerais. As análises físico-químicas indicaram condições aquém das estabelecidas pela resolução CONAMA 357 para corpos d'água doce classe 2 em relação ao oxigênio e fósforo havendo ainda registro de DBO próximo ao limite na ZAPA. A análise biológica respondeu adequadamente aos diferentes níveis de impactos recebidos pelo ribeirão. A utilização das métricas EPT, Chironomidae vermelhos e do índice multimétrico mostram-se adequadas para o biomonitoramento na região sendo

também recomendada a análise considerando-se a proporção de Chironomidae vermelhos + oligochaeta. O trecho analisado fica caracterizado como em situação impactada/degradada em resposta às pressões antrópicas evidenciadas pela análise de usos do solo.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. Atlas Esgotos revela mais de 110 mil km de rios com comprometimento da qualidade da água por carga. Brasília, 2019, 6 p.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. Ministério do Desenvolvimento Regional. Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2019. Brasília, DF, 2019. 110 p.

ANDRADE, Larice Nogueira. Auto depuração dos corpos d'água. Revista Da Biologia, n. 5, dez 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10520: Informação e documentação: citações em documentos: apresentação. Rio de Janeiro, 2002.

BARBOLA, Ivana F. et al. Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do rio Pitangui, Paraná, Brasil. Porto Alegre, Iheringia, Série Zoologia, v. 101, n. 1 e 2, p. 15 – 23, jun, 2011.

BEGA, J.M.M. et al. 2021. Uso da cafeína como indicador de poluição por esgoto doméstico em corpos d'água urbanos. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 26, n. 2, p. 381-388.

BEGHELLI, F. G. S. As relações de organismos bentônicos bioindicadores com a

poluição por metais e metaloides em represas do sistema Cantareira, São Paulo. 2016. 197f. Tese de doutorado em Ciências Ambientais – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Sorocaba, 2016.

BEGHELLI, F. G. S. Caracterização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e fatores abióticos da represa de Itupararanga (bacia do Alto Sorocaba, SP). 2011. 120f. Dissertação de pós-graduação em Diversidade Biológica e Conservação – Universidade Federal de São Carlos. Sorocaba, 2011.

BEGHELLI, F.G.S. et al. Taxonomic and non-taxonomic responses of benthic macroinvertebrates to metal toxicity in tropical reservoirs. The case of Cantareira Complex, São Paulo, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 92, n. 12, p. e20180962, 2020.

BEGHELLI, F. G. S. et al. Uso do índice de estado trófico e análise rápida da comunidade de macroinvertebrados como indicadores da qualidade ambiental das águas na bacia do rio Jundiá-Mirim - SP – BR. *São Paulo, Braz. J. Aquat. Sci. Technol.* v. 19, n.1, p. 13-22, out, 2014.

BRASIL – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. 2000. Resolução CONAMA n. 274/2000. Define os critérios de balneabilidade em Águas Brasileiras.

BRASIL - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. 2005. Resolução CONAMA n. 357/2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências.

BRASIL - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. 2009. Resolução CONAMA n. 410/2009. Prorroga o prazo para a complementação das condições e padrões de lançamento de efluentes, previsto no art. 44

da Resolução no 357, de 17 de março de 2005, e no Art 3º da Resolução no 397, de 3 de abril de 2008.

BRASIL - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. 2011. Resolução CONAMA n. 430/2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.

BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República do Brasil. Lei 9.443 de janeiro de 1997, institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Documento 36: Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade de água em rios. Jaguariúna, SP, 2004. 68 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conjuntura 2019 dos Recursos Hídricos. Brasília, DF, 2019. 110 p.

BUSS, D.F.; OLIVEIRA, R.G.; BAPTISTA, D.F. 2008. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. *Oecol. Bras.* v. 12, n. 13, p. 339-345.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. 2020. Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, 2019.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. Mapa da hidrografia conforme decreto 10755/77 - UGRHI 14. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/enquadramento-dos-corpos-hidricos-mapas-tematicos/>> Acesso em 09 ago 2021.

FELICE, J.G. et al. 2018. Simulação do transporte de partículas em suspensão e de poluentes dissolvidos pelo escoamento em superfícies impermeáveis: uma contribuição ao saneamento urbano. Eng. Sanit. Ambient., v. 23, n. 2, p. 405-414.

FELLENBERG, G. 2017. Introdução aos problemas da poluição ambiental. EPU, Rio de Janeiro, RJ. 196p.

FERREIRA, W.R., PAIVA, L.T.; CALLISTO, M. 2009. Índice biótico bentônico no biomonitoramento da bacia do Rio das Velhas. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Campo Grande, MS.

GRIECO, A.A. et al. 2017. Diagnóstico espacial e temporal de condições físico-químicas e microbiológicas do Córrego do Tanquinho, Ribeirão Preto, SP, Brasil. Ambiente & Água, v. 12, n. 2, p. 282 - 298.

LAMPARELLI, M.C. 2004. Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento. Tese (doutorado) para a obtenção do título de doutora em Ciências. USP, São Paulo. 238p.

LIRA, V.S. et al. Macroinvertebrados bentônicos e cianobactérias como bioindicadores de qualidade de água: Estudo de caso no reservatório de Itupararanga, Bacia do Alto Sorocaba, SP. In: RIBEIRO, A.I. et al. Memórias do Workshop de Integração de Saberes Ambientais. UNESP, 2013. p. 83-87.

MANDAVILLE, S.M. Benthic macroinvertebrates in freshwaters – taxa tolerance values, metrics and protocols. Soil; water conservation society of metro Halifax: Canadá. 2002.