



DIAGNÓSTICO DA QUALIDADE DA ÁGUA E HEMEROBIA NO RIO TIETÊ, MOGI DAS CRUZES, SP

Jéssica Akemi Hitaka Soares  

Doutora em Ciências Florestais, Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Campus de Botucatu - SP
Contato: jessicahitaka1802@gmail.com

Fabio Leandro da Silva  

Doutor em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, Campus de São Carlos - SP
Contato: fabioleodasilva@gmail.com

Erica Zanardo Oliveira-Andreoli  

Doutora em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, Campus de São Carlos - SP
Contato: erica.zanardo@gmail.com

Ângela Terumi Fushita  

Professora Doutora, Universidade Federal do ABC, Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas, Campus de São Bernardo do Campo - SP
Contato: angela.fushita@ufabc.edu.br

Marcela Bianchessi da Cunha-Santino  

Professora Doutora, Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Hidrobiologia, Campus de São Carlos - SP
Contato: cunha_santino@ufscar.br

Irineu Bianchini Júnior  

Professor Doutor, Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Hidrobiologia, Campus de São Carlos - SP
Contato: irineu@ufscar.br

Como citar: SOARES, J. A. H.; SILVA, F. L.; OLIVEIRA-ANDREOLI, E. Z.; FUSHITA, A. T.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Diagnóstico da qualidade da água e hemerobia no rio tietê, Mogi das Cruzes, SP. *Revista Formação (Online)*, v. 30, n. 57, p. 385-409, 2023.

Recebido: 06/01/2021

Aceito: 29/06/2023

Data de publicação: 26/09/2023

Resumo

O aumento das áreas antropizadas impacta os ecossistemas naturais, em especial os aquáticos. Surge a necessidade de investigar estes impactos, situação favorecida por meio da aplicação de indicadores, fornecendo as bases para a tomada de decisão. O presente estudo utilizou Índice de Qualidade da Água (IQA), Índice de Estado Trófico (IET) e a hemerobia visando obter um diagnóstico das águas do rio Tietê e dos usos da terra do município de Mogi das Cruzes-SP, inserido nas Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos Alto Tietê, Baixada Santista e Paraíba do Sul. Foram realizadas duas campanhas amostrais no rio Tietê entre os anos de 2015 e 2016. As tipologias de uso e cobertura da terra foram identificadas por meio da interpretação visual de uma imagem de satélite, o que possibilitou a identificação dos graus de hemerobia. Os resultados demonstraram que a perda de qualidade da água do rio Tietê se relaciona com o despejo inadequado de efluentes domésticos e a poluição difusa. As principais tipologias de cobertura da terra obtidas para o ano de 2016 são: (i) Vegetação Nativa, (ii) Área Urbanizada e (iii) Pastagem. Apesar de a paisagem ser composta por ecótopos caracterizados pelo grau baixo de hemerobia (Vegetação Nativa), a Área Urbanizada, que possui o maior grau de hemerobia, tem contribuído para as alterações na qualidade da água observadas no rio Tietê. Os resultados favorecem o estabelecimento de estratégias que visem minimizar os efeitos adversos sobre os ecossistemas e favorece o processo de tomada de decisão.

Palavras-chave: Limnologia Aplicada. Indicador de Paisagem. Ecologia da Paisagem. Rio Tietê.

DIAGNOSIS OF WATER QUALITY AND HEMEROBY ON THE TIETÊ RIVER IN MOGI DAS CRUZES - SP

Abstract

Increasing anthropised areas have an impact upon natural ecosystems, especially aquatic ones. Hence there is a need to investigate these impacts, a situation favoured through the application of indicators providing the foundations for decision-making. The present study has used the Water Quality Index (WQI), the Index of Trophic State (IET) and hemeroby to obtain a diagnosis of the waters of the Tietê River and of the land uses in the municipality of Mogi das Cruzes-SP, inserted in the Alto Tietê, Baixada Santista and Paraíba do Sul Water Management Units. There have been two sampling campaigns in the Tietê River between 2015 and 2016. Land use and cover typologies have been identified by visual interpretation from a satellite image, which enabled the identification of the degrees of hemeroby. The results have shown that the water quality loss of the Tietê River relates to improper dumping of household effluents and diffuse pollution. The main land cover typologies for 2016 are the following: (i) Native Vegetation, (ii) Urbanized Area and (iii) Grassland. Despite the fact that the landscape is composed by low hemeroby ecotopes (Native Vegetation), the Urbanized Area with the highest degree of hemeroby has been responsible for the changes in water quality found in the Tietê River. Results favour the establishment of strategies to minimize adverse impacts on ecosystems and supports to the decision-making process.

Keywords: Aquatic Ecology. Naturalness. Environmental Management. Landscape Ecology. Tietê River.

DIAGNÓSTICO DE LA CALIDAD DEL AGUA Y HEMEROBIA EN EL RIO TIETÊ, MOGI DAS CRUZES, SP

Resumen

El aumento de las áreas antropizadas impacta a los ecosistemas naturales, especialmente los acuáticos. Surge la necesidad de investigar estos impactos, situación favorecida mediante la aplicación de indicadores, proporcionando las bases para la toma de decisiones. El presente estudio utilizó el Índice de Calidad del Agua (ICA), el Índice de Estado Trófico (IET) y la hemerobia con el objetivo de obtener un diagnóstico de las aguas del río Tietê y los usos de la tierra en el municipio de Mogi das Cruzes-SP, ubicado en las Unidades de Gestión de Recursos Hídricos Alto Tietê, Baixada Santista y Paraíba do Sul. Se realizaron dos campañas de muestreo en el río Tietê entre los años 2015 y 2016. Las tipologías de uso y cobertura de la tierra se identificaron mediante la interpretación visual de una imagen de satélite, lo que permitió la identificación de los grados de hemerobia. Los resultados demostraron que la pérdida de calidad del agua del río Tietê está relacionada con la descarga inadecuada de efluentes domésticos y la contaminación difusa. Las principales tipologías de cobertura de la tierra obtenidas para el año 2016 son: (i) Vegetación Nativa, (ii) Área Urbanizada y (iii) Pastizal. A pesar de que el paisaje está

compuesto por ecotopos caracterizados por un bajo grado de hemerobia (Vegetación Nativa), el Área Urbanizada, que tiene el mayor grado de hemerobia, ha contribuido a las alteraciones en la calidad del agua observadas en el río Tietê. Los resultados favorecen el establecimiento de estrategias que busquen minimizar los efectos adversos en los ecosistemas y promueven el proceso de toma de decisiones.

Palabras clave: Limnología aplicada. Indicador de paisaje. Ecología del paisaje. Rio Tietê.

INTRODUÇÃO

Historicamente, as cidades foram construídas ao longo dos cursos d'água devido ao fornecimento de diversos serviços, como o abastecimento hídrico, transporte, irrigação e recreação (GABOR *et al.*, 2017). Com o passar do tempo, estes importantes ecossistemas foram sendo degradados devido, entre outros fatores, ao crescimento urbano e industrial, o que impediu que suas águas e, conseqüente usos múltiplos, continuasse sendo utilizada sem um tratamento prévio.

O aumento gradual dos processos de industrialização e urbanização e o incremento das áreas agrícolas, tem impactado de maneira negativa os sistemas aquáticos naturais (SILVA *et al.*, 2017a), devido à demanda elevada tanto por espaço físico quanto pelos recursos naturais. O uso indevido dos recursos naturais existentes, somados a uma inadequada administração pública (i.e. despejo inadequado de efluentes industriais e domésticos), podem ocasionar uma deterioração da qualidade dos recursos hídricos, além da alteração do funcionamento dos ecossistemas aquáticos e da sua estrutura física, química e biológica (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; FIA *et al.*, 2015; GABOR *et al.*, 2017; OLIVEIRA *et al.*, 2018).

Os usos da terra de uma determinada região se associam com a dinâmica econômica, situação que pode acarretar conversão de áreas naturais, especialmente devido à perda de naturalidade e por conferir vulnerabilidade aos recursos hídricos (SILVA *et al.*, 2022). Um indicador de paisagem permite avaliar tal interferência, destaque para a hemerobia, ferramenta que possibilita a avaliação dos componentes da paisagem mediante o grau de alteração e da perda da capacidade de regulação em razão das atividades humanas (SILVA *et al.*, 2021b). Este indicador auxilia na avaliação da interferência antrópica mediante a reclassificação do uso da terra em um grau de hemerobia, com base na artificialização e capacidade de autorregulação da paisagem (SILVA *et al.*, 2021a).

O monitoramento da qualidade das águas superficiais pode ser considerado um importante instrumento na gestão pública, já que possibilita a tomada de decisão a partir dos dados quantitativos e qualitativos da água (FIA *et al.*, 2015). Sendo assim, tanto o Índice de

Qualidade da Água (IQA) e o Índice de Estado Trófico (IET) são ferramentas importantes na avaliação da qualidade da água e, conseqüentemente, na indicação da influência das atividades antrópicas nos corpos hídricos.

O uso de geotecnologias para o levantamento do uso e cobertura da terra auxilia no monitoramento da qualidade da água. O estudo dos aspectos físicos de um ecossistema é essencial para o diagnóstico das conseqüências diretas e indiretas das ações humanas na qualidade da água, fornecendo evidências empíricas que podem apoiar a tomada de decisão em questões relacionadas ao ambiente e a saúde (SIMEDO *et al.*, 2018). A análise da paisagem permite a obtenção de alternativas para o planejamento e auxilia na conservação dos recursos naturais e ocupação do território (ESTÊVEZ *et al.*, 2011).

Deste modo, o exame limnológico das águas de um corpo hídrico (e.g. SILVA *et al.*, 2016; OLIVEIRA-ANDREOLI *et al.*, 2017) com a análise de indicadores da estrutura da paisagem (e.g. ROMANI; FUSHITA; SANTOS, 2016; SILVA *et al.*, 2017b), são importantes ferramentas no monitoramento da qualidade dos ecossistemas aquáticos, como demonstrado por Oliveira *et al.* (2018) e Simedo *et al.* (2018). Porém, raramente estas ferramentas, que auxiliam na tomada de decisão, são utilizadas simultaneamente visando um melhor entendimento de alterações nestes recursos.

O objetivo deste trabalho foi utilizar o diagnóstico limnológico e a hemerobia como ferramentas de gestão ambiental, visando verificar a interferência antrópica e auxiliar na tomada de decisão, bem como auxiliar na tomada de decisão e elaboração de estratégias que visem salvaguardar os ambientes aquáticos e evitar uma ocupação indiscriminada da paisagem.

MATERIAL E MÉTODOS

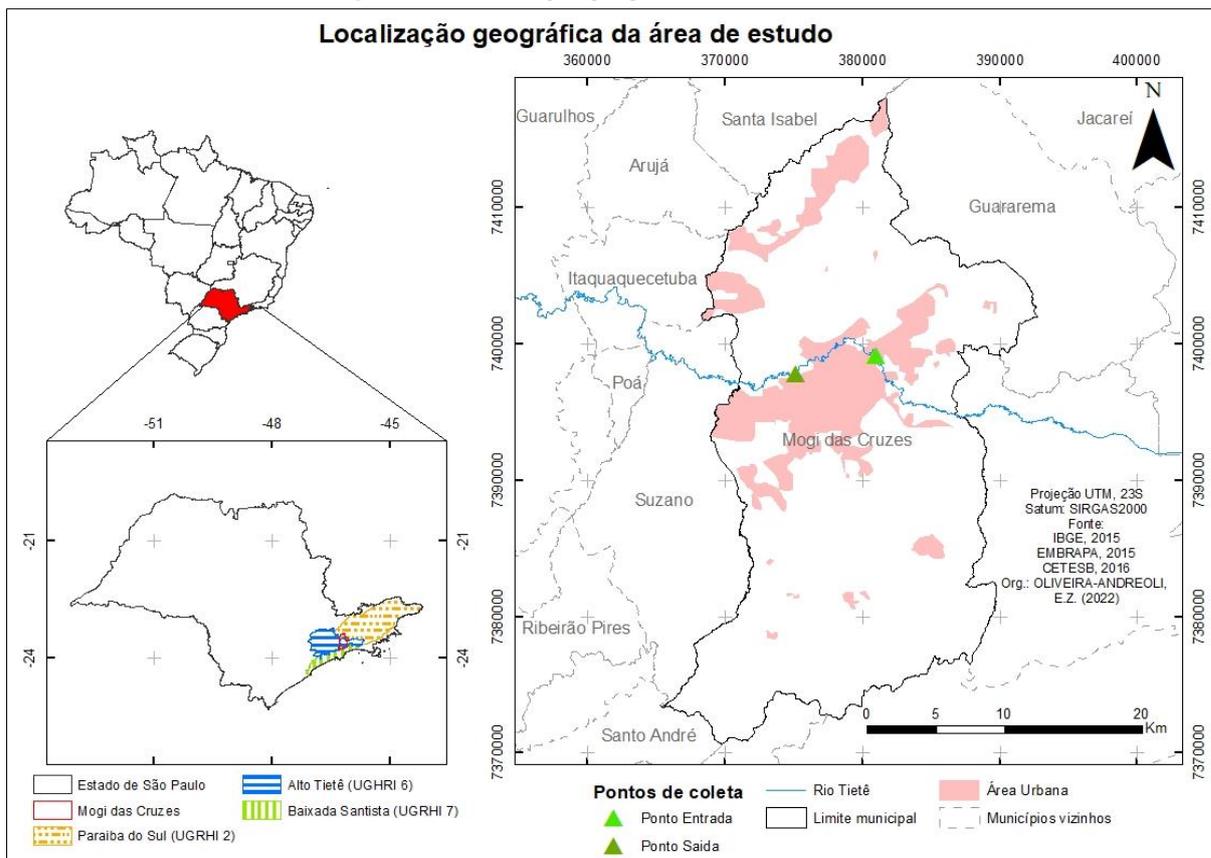
Área de Estudo

O estudo foi realizado em Mogi das Cruzes, município brasileiro localizado no interior do Estado de São Paulo. Cabe enfatizar que este município fica inserido nas Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos Alto Tietê, Paraíba do Sul e Baixada Santista, sendo a última caracterizada por apresentar um elevado percentual de sua área de drenagem coberta por vegetação nativa, enquanto as demais áreas apresentam maior comprometimento dos ecossistemas naturais, visto que possuem pouco mais de 30% da sua vegetação nativa remanescente (SÃO PAULO, 2020). Na região, observa-se a presença de usos antrópicos da terra (e.g., áreas urbanizadas, áreas agrícolas, área descoberta) (MAPBIOMAS, 2022).

Ademais, a região é fortemente influenciada pelo desenvolvimento econômico e crescimento populacional, levando à expansão das áreas urbanizadas e ocasiona maior pressão nos sistemas naturais (LEMBI *et al.*, 2020). Deste modo, em função dos processos de conectividade, os corpos hídricos existentes na área de drenagem acabam sendo impactados pelas alterações ocasionadas pelas atividades humanas, dada a entrada de substâncias e sedimento no sistema.

O município de Mogi das Cruzes possui um clima subtropical (Cwa) e faz parte da Região Metropolitana de São Paulo, ocupando o posto de uma das regiões econômicas mais importantes da Bacia do Alto Tietê (ARADO *et al.*, 2015). A economia do município é pautada em agricultura, comércio, serviços e indústrias diversificadas (CONDEMAT, 2018). Conforme o Censo Demográfico de 2010, a população é composta por 387.779 habitantes, já a população estimada em 2020 é composta por 450.785 pessoas (IBGE, 2020). Ao todo, dois pontos de amostragem foram selecionados nos limites do município de Mogi das Cruzes-SP, para verificar a influência antropogênica sobre o rio Tietê. O primeiro ponto de coleta (P1 - 23° 30' 51,2" S 46° 09' 57,9" O) situou-se antes da entrada do rio Tietê na zona urbana do município. Já o segundo ponto de amostragem (P2 - 23° 31' 31,3" S 46° 13' 23,6" O) localizou-se na porção do rio Tietê, após a sua passagem pela área urbana. Cabe destacar, ainda, que o rio Tietê na área de estudo é enquadrado na Classe III, conforme o Decreto Estadual nº 10.755, de 22 de novembro de 1977 (SÃO PAULO, 1977). Em se tratando da área adjacente aos pontos de coleta, P1 apresentou em suas margens infraestruturas urbanas (i.e., residências, terrenos isolados sem vegetação nativa, locais de recreação e comércio), além de uma vegetação ciliar com cerca de 4 metros de largura em ambas as margens. O trecho exibiu algumas corredeiras e um grande banco de macrófitas. O P2 apresentou vegetação ciliar no entorno, assim como alguns pontos de erosão nas margens do rio (entre 5 e 30% da margem) e verificou-se, também, uma deposição moderada de sedimento na margem esquerda.

Figura 1 – Localização geográfica da área de estudo



Org.: Elaborado pelos autores.

Monitoramento limnológico: coleta e análise das amostras de água

As coletas de água foram realizadas na calha principal do rio Tietê na subsuperfície (ca. 15 cm de profundidade) durante o período de cheia (janeiro de 2016) e de estiagem (agosto de 2015). As amostras de água foram armazenadas em garrafas de polietileno (1L) e preservadas a 4 °C. A temperatura (T) da água foi medida *in situ* com o auxílio de um termômetro de mercúrio. Cabe salientar que houve a ocorrência de chuvas nos dias anteriores à realização das coletas nas duas campanhas amostrais.

Buscando a obtenção de média e desvio padrão, as análises das variáveis limnológicas foram realizadas em triplicata, exceto os coliformes, cuja obtenção ocorreu em duplicata. Por meio de métodos analíticos tradicionais (Tabela 1), os valores para as seguintes variáveis foram obtidos: (i) clorofila-a (Cla), (ii) coliformes fecais (CF), (iii) coliformes totais (CT), (iv) condutividade elétrica (CE), (v) demanda bioquímica de oxigênio (DBO), (vi) fósforo total (PT), (vii) nitrogênio total (NT), (viii) oxigênio dissolvido (OD), (ix) potencial hidrogeniônico (pH), (x) sólidos totais (ST), (xi) sólidos totais dissolvidos (STD) e (xii) turbidez (Turb).

Tabela 1 – Métodos analíticos e respectivos equipamentos utilizados na análise das variáveis limnológicas

Variável limnológica	Método analítico	Equipamento
pH	Potenciométrico	pHmetro Digimed DMPH-2
Oxigênio dissolvido	Polarográfico	Oxímetro YSI modelo 58
Condutividade elétrica	Potenciométrico	Condutivímetro Digimed DM3
Fósforo total	Espectrofotometria	Espectrofotômetro Pharmacia
Turbidez	Nefelometria	Turbidímetro Hach 2.100P
DBO ₅	Incubação e Polarografia	Oxímetro YSI modelo 58
Coliformes	Membrana em gel	Colipaper
Clorofila-a	Fluorescência	Sonda YSI 6600
Sólidos dissolvidos totais	Gravimetria	Balança analítica Boeco
Nitrogênio total	Quimioluminescência	TOC Shimadzu

Fonte: Elaborado pelos autores

Índice de Qualidade da Água (IQA) e Índice de Estado Trófico (IET)

Os resultados das análises foram utilizados nos cálculos do Índice de Qualidade da Água (IQA) e Índice de Estado Trófico (IET). O IQA tem como principal objetivo divulgar a qualidade da água para o abastecimento público. Adaptado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb), o IQA engloba nove variáveis limnológicas (CF, pH, DBO, PT, NT, T, Turb, ST e OD), cujo produtório ponderado (equações 1 e 2) resulta numa categoria de enquadramento da qualidade de água, de acordo com a ponderação obtida (Tabela 2).

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde: IQA = Índice de Qualidade da Água (número entre 0 e 100), q_i : qualidade da i -ésima variável, um número entre 0 e 100 obtido como função de concentração ou mensuração variável e w_i : peso correspondente à i -ésima variável, atribuído de acordo com a importância dessa variável para a conformidade com a qualidade geral, sendo um número entre 0 e 1.

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad (\text{Equação 2})$$

Onde: n : o número de variáveis que entraram no cálculo.

Tabela 2 – Classificação do IQA

Categoria	Intervalo
Ótima	$79 < IQA \leq 100$
Boa	$51 < IQA \leq 79$
Regular	$36 < IQA \leq 51$
Ruim	$19 < IQA \leq 36$
Péssima	$00 < IQA \leq 19$

Fonte: CETESB (2018a)

Já o IET (adaptado de Carlson) auxilia na observação da concentração de nutrientes e seu efeito na qualidade da água (CETESB, 2018a). A partir da média aritmética dos índices de clorofila-a e do fósforo total e o emprego da Equação 3 (CETESB, 2018), ocorreu o enquadramento do estado trófico para os pontos estudados (Tabela 3).

$$IET (PT) = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln PT)) / \ln 2)) - 20 \text{ (Equação 3)}$$

Onde: TP: concentração do Fósforo Total ($\mu\text{g L}^{-1}$) e ln: logaritmo natural.

Tabela 3 – Classificação do IET

Categoria	Intervalo
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	$IET > 67$
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$

Fonte: CETESB (2018a)

Posteriormente, buscando verificar a interferência antropogênica sobre o rio Tietê, os valores obtidos para as variáveis limnológicas foram avaliados de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005. Tal dispositivo normativo é a principal diretriz vigente no Brasil, pois estabelece valores orientadores e enquadra os corpos hídricos brasileiros em cinco classes distintas (Classe Especial, Classe I, Classe II, Classe III e Classe IV), situação associada diretamente ao uso da água e condições do corpo hídrico (BRASIL, 2005; SILVA *et al.*, 2019). Considerando a lacuna da Resolução CONAMA 357/2005 em relação a CE, adotou-se como valor orientador $100 \mu\text{S/cm}$, conforme preconizado pela Cetesb (2018b).

As diferenças entre os P1 e P2 no período chuvoso e de estiagem foram avaliadas por meio da Análise de Componentes Principais (ACP) com o auxílio da linguagem R (R CORE

TIME, 2018), assim, como também, a correlação de Pearson (p-valor: 0,05) entre as variáveis limnológicas.

Hemerobia da paisagem

A classificação do Grau de Hemerobia é uma ferramenta que visa analisar as alterações nos ecossistemas, bem como a extensão e as consequências das pressões antropogênicas em seu funcionamento. Este indicador de estrutura da paisagem consegue refletir a capacidade de autorregulação e o nível de artificialização da paisagem (Tabela 4). O mapa temático do Grau de Hemerobia foi obtido para a área de estudo mediante o mapeamento de uso e cobertura da terra para o município de Mogi das Cruzes no ano de 2016. Para a obtenção dos usos e cobertura da terra, foi realizada uma composição multiespectral em falsa cor (6R5G4B - infravermelho, vermelho e verde) de uma imagem LandSat 8 (OLI) disponibilizada pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos, com resolução de 30 metros e data de passagem em 7 de julho de 2016 (órbita: 219/ponto: 76). Os planos de informação foram elaborados no *software* ArcGis 10.2, adotando-se o Sistema de Projeção Geográfica Universal Transversa de Mercator Fuso 23S e o Datum SIRGAS2000. As tipologias de uso e cobertura da terra foram interpretadas conforme a tonalidade e textura da imagem.

Tabela 4 – Graus de hemerobia e sua respectiva descrição

Graus de Hemerobia	Classificação	Descrição
Ahemerobiótico	Natural	Sistemas naturais sem ou com mínima interferência antropogênica (e.g. poluição global) capazes de autorregulação
Oligohemerobiótico	Quase natural	A estrutura e o tipo do ecossistema correspondem ao esperado para os ecossistemas naturais, porém algumas características (e.g. composição das espécies de plantas) são alteradas devido interferência antropogênica, mas possuem uma boa capacidade de autorregulação
Mesohemerobiótico	Semi-natural	Os ecossistemas que ocorrem naturalmente não estão mais presentes, foram transformados em um novo ecossistema devido às atividades antropogênicas, sua capacidade de autorregulação é limitada
Euhemerobiótico	Agrícola	A paisagem é perturbada por atividades antropogênicas (e.g. fertilização intensa, manejo da água), os principais usos da terra se relacionam ao agronegócio e a capacidade de autorregulação é limitada
Polihermerobiótico	Quase cultural	Impactos intensos e regulares levam à destruição do ecossistema natural, a paisagem é intencionalmente criada e dependente do manejo humano
Metahemerobiótico	Cultural	Sistemas ou estruturas artificiais com selamento do solo acima de 30%, são caracterizadas pela sua criação intencional e dependência do manejo humano

Fonte: Adaptado de Sukopp (1969), Rüdissler, Tasser, Tappeiner (2012) e Fushita *et al.* (2017).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados das variáveis limnológicas, em ambas as campanhas amostrais, estão apresentados na Tabela 5. Foi evidente que o maior registro de temperatura ocorreu durante o período chuvoso, provavelmente em função da estação climática (verão). Os valores obtidos não configuraram um indicativo de poluição térmica.

Tabela 5 – Valores médios e desvio-padrão (DP) obtidos para as variáveis limnológicas do rio Tietê durante as campanhas amostrais e o atendimento às diretrizes (ENQ)

Variáveis	Período de Estiagem				Período Chuvoso			
	P1	ENQ	P2	ENQ	P1	ENQ	P2	ENQ
Cla (µg/L)	0,15 (0,06)	Classe I	1,80 (0,45)	Classe I	0,23 (0,06)	Classe I	0,57 (0,21)	Classe I
CF (UFC/100 ml)	54.400 (36.203)	Classe IV	491.200 (76.933)	Classe IV	179.000 (22.627)	Classe IV	219.000 (47.517)	Classe IV
CT (UFC/100 ml)	294.000 (27.152)	Classe IV	670.400 (58.831)	Classe IV	257.600 (6.788)	Classe IV	339.200 (38.466)	Classe IV
CE (µS/cm)	150,30 (19,69)	Impactado*	262 (9,47)	Impactado*	89,70 (0,46)	-	88,43 (0,55)	-
DBO ₅ (mg/L)	10,06 (0,29)	Classe III	15,43 (0,17)	Classe IV	2,29 (0,81)	Classe I	2,42 (0,05)	Classe I
PT (µg/L)	429,34 (0,34)	-	1226,68 (54,86)	-	122,63 (91,97)	Classe III	0,073 (30,62)	Classe I
pH	6,75 (0,10)	Classe I	7,36 (0,01)	Classe I	4,6 (0,01)	Classe I	5,6 (0,17)	Classe I
NT (mg/L)	1,657 (0,016)	-	7,272 (0,072)	-	0,9058 (0,009)	-	2,166 (0,02)	-
OD (mg/L)	7,33 (0,18)	Classe I	6,68 (0,10)	Classe I	1,7 (0,17)	Classe III	8,43 (0,75)	Classe III
ST (mg/L)	1,180 (0,02)	-	1,507 (0,04)	-	0,937 (0,04)	-	1,113 (0,05)	-
STD (mg/L)	1.180 (0,26)	Classe IV	1.506 (0,568)	-	936 (0,493)	Classe IV	1.113 (0,665)	Classe IV
T (°C)	21	-	21	-	22 (0,06)	-	19,67 (0,58)	-
Turb (UNT)	5,12 (0,84)	Classe I	9,47 (0,07)	Classe I	15,07 (1,32)	Classe I	20,01 (2,23)	Classe I

Org.: Elaborado pelos autores.

Em relação ao pH, o meio pode ser enquadrado como levemente básico (pH > 7,00), salvo P1 durante o período de estiagem, caracterizado por ser levemente ácido (pH < 7,00). Devido às características geológicas da região e os ambientes aquáticos inseridos na Mata Atlântica possuem o pH do meio levemente ácidos (ARADO *et al.*, 2015; AGRIZZI *et al.*, 2018), os valores observados nas estações de coleta podem estar sendo influenciados pelo lançamento de efluentes, visto as variações observadas entre os pontos amostrais, porém, a situação observada encontra-se dentro dos valores aceitáveis pela Resolução CONAMA 357/05.

Maiores valores de OD foram registrados durante o período de estiagem, observando-se uma tendência de aumento entre P1 e P2. Tal situação pode estar associada principalmente com a topografia e a declividade, características que favorecem a aeração e ocasionam turbulência nos ambientes aquáticos (ARCOVA; CICCO, 1999). Por outro lado, durante o período chuvoso, menores valores de OD foram registrados e P2, demonstrando uma pequena redução quando comparado a P1, provavelmente em função do maior volume de água no sistema, redução das regiões turbulentas e maiores temperaturas, fenômenos que dificultam as trocas de oxigênio no meio. Ressalta-se que a solubilidade do oxigênio decresce com o aumento da temperatura (ZLATANOVIC; VAN DER HOEK, VREEBURG, 2017). Assim, os valores de OD atendem ao estabelecido pela diretriz.

Baixas concentrações de OD e altos valores de DBO são frequentemente associadas com a entrada de efluentes nos corpos hídricos e a degradação da matéria orgânica (SANTOS *et al.*, 2017). Na área de estudo, os maiores valores de DBO foram registrados durante a estiagem em ambos os pontos, provavelmente em função do menor volume de água no sistema e menor capacidade de diluição dos poluentes. Já na campanha realizada no período chuvoso, os menores valores de DBO podem ser associados com o maior volume de água no rio em função das chuvas que ocorrem na referida estação climática. Os valores de DBO para o período de estiagem configuraram uma não conformidade com a Resolução CONAMA 357/05.

Outro indicativo do despejo inadequado de efluentes são os valores obtidos para CE na estiagem, já que são superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, valor adotado como referência pela Cetesb (2018b) e indicativo de ambientes impactados. Um grande aumento da variável é observado em P2, indício do aporte de elementos para o rio Tietê. Na estação chuvosa, os valores registrados foram inferiores a 90 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em ambos os pontos, situação atrelada ao efeito diluidor dos compostos pelo aumento do volume de água. Essa variável costuma estar associada com as concentrações de sais (íons) na água (VICTORIA BARIANI; VICTORIA BARIANI, 2013).

A Turbidez demonstrou valores que atendem a classes de enquadramentos mais restritivas (Classe I) e grandes variações não foram observadas entre P1 e P2. Durante a segunda campanha amostral, ocorreu o registro dos maiores valores de turbidez, situação possivelmente atrelada aos episódios de chuva e o arraste de materiais para o corpo hídrico (ARCOVA; CICCO, 1999). Este aumento também pode estar associado aos processos erosivos que ocorre nas margens do rio, além de descargas irregulares de efluentes.

Sobre os SDT, foram observados valores elevados nas duas estações de amostragem, situação que resultou em uma não conformidade com a Resolução Conama 357/05 (> 500

mg/L). Estas concentrações podem ser referentes ao lançamento de esgotos domésticos e carreamento de materiais orgânicos/inorgânicos advindos da área agrícola (FERREIRA *et al.*, 2014; GRIECO *et al.*, 2017) e urbana. Novamente observou-se o efeito de diluição, durante a campanha amostral realizada no período chuvoso, evidenciado por uma redução dos valores de SDT.

Outra não conformidade com a Resolução CONAMA 357/05 foi verificada em relação às variáveis CT e CF nas campanhas amostrais e em ambos os pontos. Antes de entrar na área urbana de Mogi das Cruzes-SP, o rio Tietê apresenta altos valores de coliformes, possivelmente devido ao saneamento básico inadequado nas áreas rurais e a influência da criação de gado bovino. Ainda neste sentido, verifica-se um aumento dos indicadores de contaminação microbiológica entre P1 e P2. Esses valores elevados encontrados para os coliformes é um indício de contaminação do corpo hídrico pela presença de microrganismos patogênicos, derivados do despejo de esgoto doméstico, como expõem Khatri e Tyagi (2015). Os menores valores de CT e CF registrados durante o período chuvoso devem estar associados ao efeito diluidor ocasionado pelas chuvas. Este efeito diluidor se deve ao maior volume de água no sistema, situação que contribui para o processo de depuração (SILVA *et al.*, 2017b).

Ao se considerar as concentrações de Cla, observou-se um aumento do P1 para o P2 em ambos os períodos hidrológicos. Esta variável atendeu aos critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 para classes mais restritivas. Porém, somado a maiores taxas de NT e PT, o processo de eutrofização do corpo hídrico pode ser favorecido, principalmente na segunda estação de coleta. Este aumento de concentração entre os pontos pode ocorrer pela entrada de nutrientes via esgoto doméstico.

O esgoto doméstico é caracterizado por ser rico em nutrientes (ROCHA; FREITAS; SILVA, 2013), sendo assim os valores obtidos para PT e NT podem ser associados à poluição orgânica existente na área de estudo, tendo em vista os aumentos observados de P1 para P2. Ademais, é importante salientar que os valores encontrados para PT não configuraram nenhuma não conformidade com a Resolução CONAMA 357/05, ou seja, não estão em desacordo com os valores de referência.

Por fim, os maiores valores de ST foram observados durante o período de estiagem. Entretanto, na segunda estação amostral foram observados valores para ST superiores aos observados na primeira estação. A referida associação pode ter ligação com a entrada de materiais no corpo hídrico (ROCHA; FREITAS; SILVA, 2013; AGRIZZI *et al.*, 2018), situação semelhante ao observado para STD.

Ao analisar os resultados obtidos para os índices limnológicos (Tabela 6), ficou evidente a interferência antropogênica sobre as águas do rio Tietê no trecho estudado, dado às categorias de enquadramento dos pontos amostrais. O IQA durante o período de estiagem demonstrou uma perda de qualidade da água, já que P1 teve suas águas classificadas como 'boa' e o P2 foi enquadrado na categoria 'regular', demonstrando a interferência da malha urbana existente na área de contribuição direta do ponto amostral. Nesta campanha amostral, as variáveis que mais influenciaram o cálculo do índice foram OD, PT, NT, DBO e CF.

Durante o período chuvoso, as duas estações amostrais tiveram a qualidade de suas águas enquadradas como regular. Esta situação demonstra que, a qualidade da água do rio Tietê se encontra comprometida antes de sua passagem pela área urbana de Mogi das Cruzes-SP, situação possivelmente atrelada a entrada de nutrientes e efluentes no corpo hídrico, visto os valores das variáveis limnológicas em desacordo com os valores de referência. À baixa solubilização de OD e os elevados valores de CF foram as variáveis que mais contribuíram para a perda de qualidade da água na primeira campanha de amostragem (período de seca). Quanto ao enquadramento da qualidade da água como regular na segunda estação de amostragem, notou-se que a redução das concentrações de DBO, PT e NT contribuíram para o cenário encontrado. Apesar da evidente interferência antropogênica que ocorreu durante a passagem do rio Tietê pela malha urbana do município, o maior volume de água advindo de tributários contribuiu para diluir os efluentes lançados.

Em relação ao IET, durante a estiagem os P1 e P2 foram classificados como mesotrófico e supereutrófico, respectivamente. Deste modo, o rio Tietê pode ser considerado um corpo hídrico com produtividade intermediária antes de sua passagem na mancha urbana de Mogi das Cruzes (SP). A jusante do município, o mesmo corpo hídrico passa a apresentar uma alta produtividade, devido à fertilização de suas águas. Tal condição indicou elevadas concentrações de nutrientes, elemento que podem contribuir para o crescimento demasiado de algas e cianobactérias (OLIVEIRA *et al.*, 2020). No que se remete às comunidades vegetais, notou-se um grande banco de macrófitas aquáticas no P1 formado por *Pistia stratiotes* (alface d'água - Família Aracea) e *Eichhornia crassipes* (aguapé - Família Pontederiaceae), ambas são espécies flutuantes e bioindicadoras de poluição orgânica (SILVA *et al.*, 2020).

Tabela 6 – Valores obtidos para o IQA e o IET nos pontos amostrados

Ponto	Período	IQA	IET
P1	Cheia	45,1	48,2
	Seca	53,5	55,1
P2	Cheia	42,9	51,4
	Seca	38,5	65,4

Fonte: Autores

Na Tabela 7 são apresentadas as correlações de Pearson entre as variáveis limnológicas avaliadas nas duas campanhas amostrais. Foi possível verificar que algumas correlações foram positivas e outras negativas, porém somente algumas variáveis demonstraram uma correlação forte ou muito forte (valores entre 0,7 e 1), conforme descrito por Barcelos *et al.* (2017). Em relação às correlações positivas significativas merecem destaque CE e OD, ST e CE, Cla e CE, SDT e CE, CT e CE, Cla e ST, SDT e ST, CT e ST, NT e ST, PT e NT, SDT e Cla, CF e Cla, CT e Cla, NT e Cla, CT e SDT, NT e SDT, CF e CT, NT e CF e CT e NT.

Notou-se que neste caso, as variáveis possuem grandezas proporcionais. As correlações positivas estiveram associadas com a interferência antropogênica sobre o sistema, situação decorrente do despejo inadequado de efluentes domésticos/industriais e a remoção da vegetação nativa. Ambas as situações contribuem para o carreamento de compostos inorgânicos; e o aumento das concentrações de nutrientes e sólidos no meio, o que possibilita a proliferação de algas e o aumento dos processos de decomposição (SILVA *et al.*, 2016; FERREIRA *et al.*, 2018; OLIVEIRA *et al.*, 2018). Já se tratando das associações negativas, destacam-se pH e DBO, além da Turb e OD. Sendo assim, as variáveis limnológicas possuem grandezas inversamente proporcionais. Baixos valores de pH e maiores concentrações de DBO indicam a ocorrência de processos de decomposição da matéria orgânica, já o aumento da turbidez pode ser um reflexo da entrada de material no ambiental aquático (TERRA *et al.*, 2010; SANTOS *et al.*, 2017), situação que contribui para a redução dos níveis de OD na água.

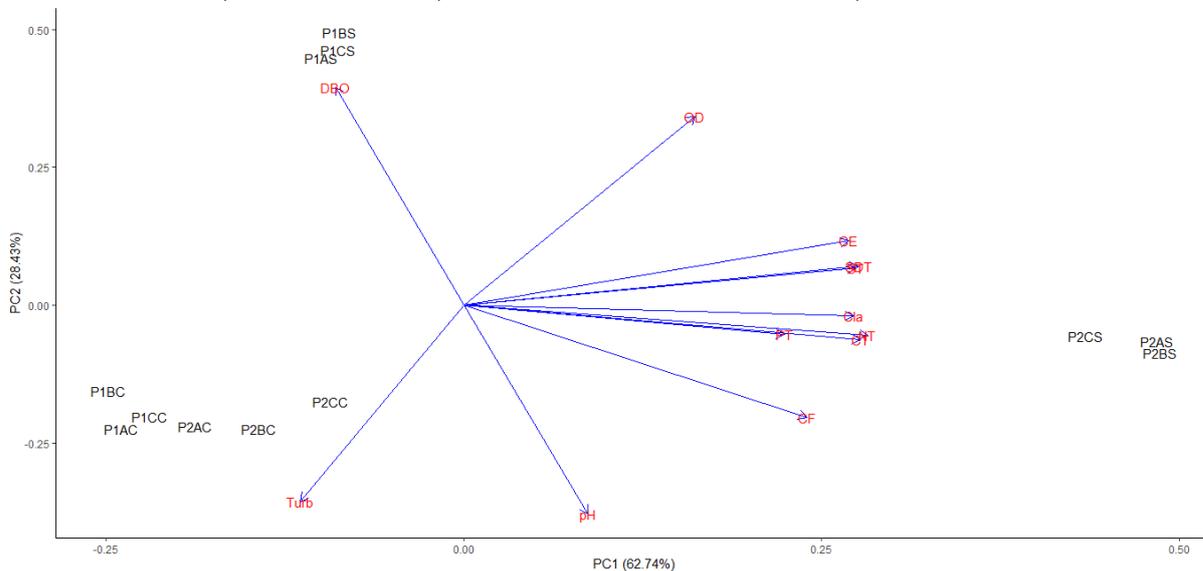
Tabela 7 – Coeficientes de correlação de Pearson. Onde: OD = oxigênio dissolvido, CE = condutividade elétrica, Turb = turbidez, DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio, ST = Sólidos Totais, PT = fósforo total, Cla = Clorofila a, SDT = Sólidos Totais Dissolvidos, CF = coliformes fecais

	pH	OD	CE	Turb	DBO	ST	PT	Cla	SDT	CF	CT
OD	-0,52										
CE	0,09	0,76									
Turb	0,51	-0,93	-0,64								
DBO	-0,92	0,55	-0,04	-0,62							
ST	0,1	0,65	0,92	-0,45	-0,13						
PT	0,37	0,35	0,69	-0,24	-0,39	0,74					
Cla	0,32	0,5	0,86	-0,32	-0,33	0,9	0,71				
SDT	0,09	0,66	0,94	-0,45	-0,12	0,98	0,7	0,92			
CF	0,67	0,1	0,65	0,05	-0,71	0,72	0,59	0,8	0,72		
CT	0,4	0,43	0,86	-0,27	-0,43	0,91	0,67	0,92	0,92	0,93	
NT	0,4	0,45	0,9	-0,27	-0,41	0,93	0,75	0,94	0,95	0,89	0,98

Valores em negrito indicam $P < 0,05$. Org.: Elaborado pelos autores.

A Figura 2 mostra a dispersão das variáveis limnológicas em função dos pontos de amostragem e épocas de coleta a partir da Análise de Componentes Principais (PCA). Os dois eixos explicam juntos 91,17% dos dados analisados e observou-se uma alta correlação entre as variáveis: CE, ST, SDT, Cla, NT, CT e PT. Notoriamente, evidencia-se uma clara separação das estações de amostragem entre os períodos sazonais (período chuvoso e de estiagem). Quanto aos pontos de amostragem, houve a formação de 3 subgrupos distintos: o primeiro grupo possui uma relação positiva com as variáveis OD, CE, ST, SDT, Cla, NT, CT, PT, CF, pH. Estas amostras foram coletadas durante o período de estiagem e depois da malha urbana, dessa forma, devido à redução do volume de chuvas, há uma menor diluição dos nutrientes existentes na água. O segundo grupo possui uma relação positiva com a variável turbidez, sendo que todos os pontos foram coletados no período de cheia em ambos os locais de amostragem (P1AC, P1BC, P1CC, P2AC, P2BC, P2CC). Isso, provavelmente, ocorreu porque chuvas abundantes ocasionam um maior aporte de sedimentos ao rio, aumentando o valor da turbidez da água. Por fim, o terceiro grupo de amostras coletadas antes da malha urbana e no período de estiagem (P1AS, P1BS, P1CS) tem uma relação positiva com a variável DBO. O aumento desta variável no período de estiagem ocorreu em razão da diminuição da quantidade de água e possivelmente devido à matéria orgânica existente no sistema.

Figura 2 – Diagrama da PCA para as variáveis limnológicas amostradas na seca (S) e cheia (C) nos pontos amostrais P1 e P2 em triplicata (A, B, C). Em que: DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio, OD = oxigênio dissolvido, CE = condutividade elétrica, Turb = turbidez, ST = Sólidos Totais, PT = fósforo total, Cla = Clorofila a, SDT = Sólidos Totais Dissolvidos, CF = Coliformes fecais



Org.: Elaborado pelos autores

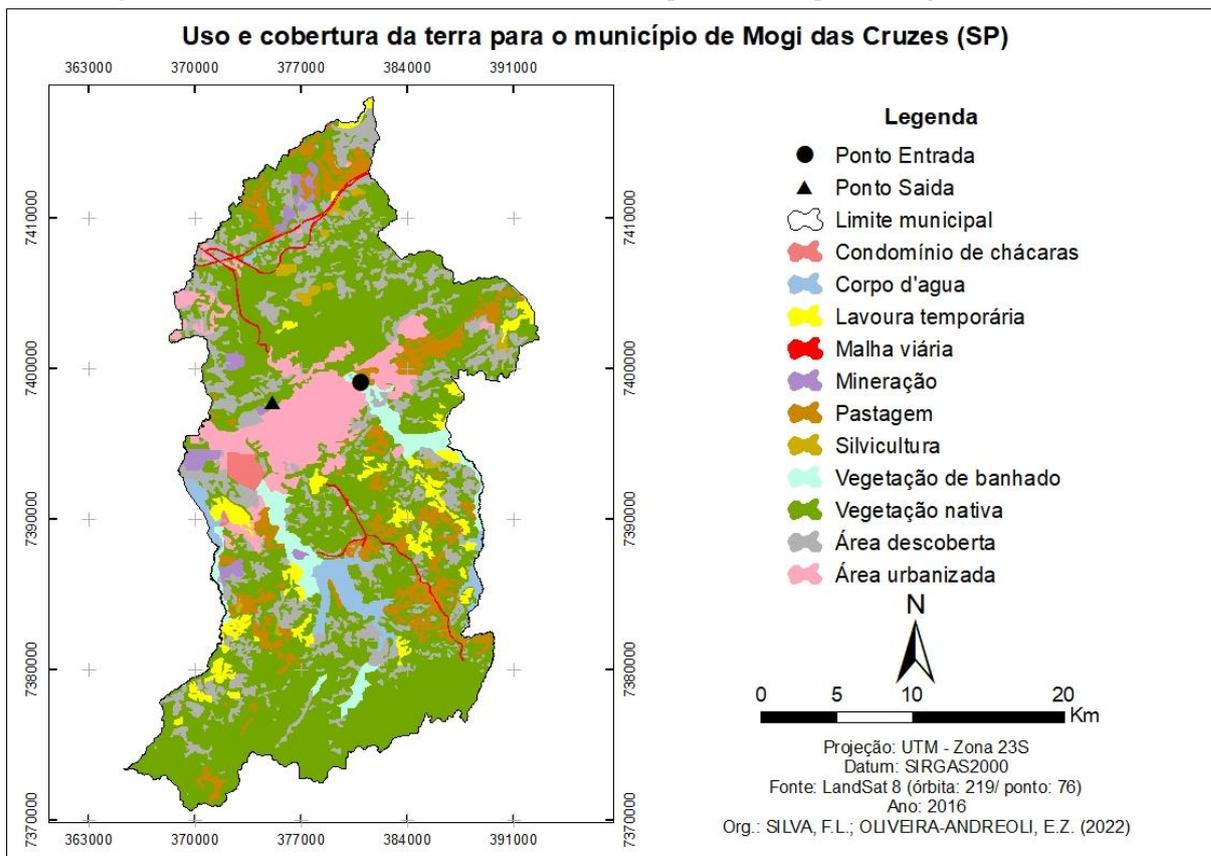
Os dados relativos ao levantamento do uso e cobertura da terra estão elencados na Tabela 8 e na Figura 3.

Tabela 8 – Uso e cobertura da terra no município de Mogi das Cruzes, SP

Uso e Cobertura da Terra	Área (ha) [%]
Área descoberta	11.397,19 [16,00]
Área urbanizada	6.402,89 [8,99]
Condomínio de chácaras	475,28 [0,67]
Corpo d'água continental	2.006,93 [2,82]
Lavoura temporária	2.818,01 [3,96]
Malha viária	335,03 [0,47]
Mineração	1.005,65 [1,41]
Pastagem	5.476,94 [7,69]
Silvicultura	524,83 [0,74]
Vegetação banhado	2.489,78 [3,50]
Vegetação nativa	38.290,37 [53,76]

Fonte: Autores

Figura 3 – Levantamento do uso e cobertura da terra para o município de Mogi das Cruzes (SP).



Org.: Elaborado pelos autores

Considerando o uso e cobertura da terra do município de Mogi das Cruzes-SP (Figura 3) e os resultados referentes a estes usos (Tabela 8), grande parte da área possui vegetação nativa, que se localizou nas regiões norte e sul do município. Nestas áreas, a geomorfologia local é caracterizada como Serra (ARADO *et al.*, 2015). Ademais, cerca de 49% do território municipal encontra-se em uma Área de Proteção de Mananciais (APM) (ROCHA, 2014). Além da vegetação terrestre, foi identificada também a presença da vegetação banhado, caracterizada por ser áreas de várzeas, ter um solo mais úmido com maior quantidade de matéria orgânica, cuja vegetação está adaptada aos padrões de mudança do ambiente (FUSHITA; SANTOS, 2015).

Ao todo, a atividade agrícola (i.e. lavoura temporária, pastagem, silvicultura e área descoberta) soma 28,39% da área total do município. A área descoberta, que engloba os usos referentes às atividades agrícolas que estão preparando o solo para a continuação do cultivo (e.g. solo exposto após o corte dos talhões de silvicultura ou mesmo sejam plantio de hortaliças), abrange 16% da área total do município.

Considerado o maior município em área da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) (ROCHA, 2014), e com uma densidade demográfica de 601,21 habitantes/km² (SEADE, 2019), a mancha urbana de Mogi das Cruzes abrangia 8,99% da área total do município em 2016. As Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Alto Tietê, Baixada Santista e Paraíba do Sul são categorizadas por sua vocação econômica industrial (CETESB, 2019), logo todas as atividades industriais desenvolvidas e a população residente, impactando diretamente aos ambientes aquáticos inseridos na área de drenagem e leva ao comprometimento da qualidade da água.

A mineração ocorre em algumas partes do município, totalizando uma área de 1.005,65 ha. Dentre os minérios extraídos, o município é responsável por 5% da comercialização de areia e 3% por cascalho e brita (ARAÚJO, 2018).

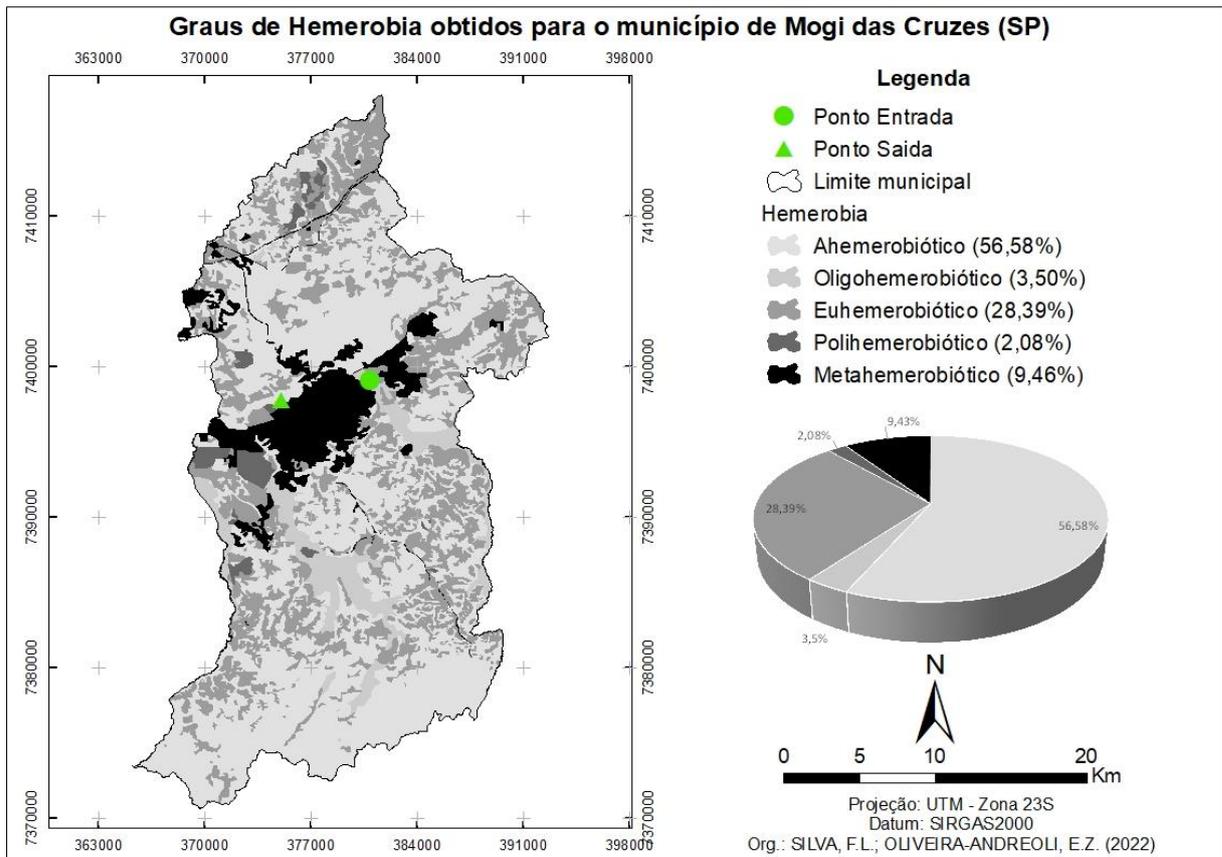
Os cinco graus de hemerobia constatados para o município de Mogi das Cruzes-SP estão representados na Figura 4. A maior parcela da paisagem é composta por áreas caracterizadas pelo baixo grau de interferência antropogênica e uma alta capacidade de autorregulação (53,76%), ou seja, o grau Ahemerobiótico. Nesta categoria estão presentes as regiões com os remanescentes de vegetação nativa, áreas marcadas por conferir o maior grau de naturalidade da paisagem (SILVA *et al.*, 2017a).

As áreas de Vegetação de Banhado e Corpo d'água Continental se enquadram no Grau de hemerobia Oligohemerobiótico, visto a maior interferência antropogênica (proximidade com outros usos da terra e poluição) que sofrem em relação ao grau anterior e ainda são capazes de autorregulação. Euhemerobiótico englobou todas as tipologias de uso da terra referentes ao agronegócio (Área Descoberta, Pastagem, Lavoura Temporária e Silvicultura), que juntas ocupam 28,39% do território. Uma característica marcante é a grande dependência do manejo humano e o comprometimento da capacidade de autorregulação destas áreas.

As áreas com o grau de hemerobia Polihemerobiótico correspondem às localidades onde ocorrem atividades ligadas a Mineração (2,08%), marcadas pela destruição das áreas de vegetação nativa e baixa capacidade de regulação frente aos distúrbios ambientais.

Por fim, o maior grau de hemerobia da paisagem (Metahemerobiótico) engloba as tipologias Condomínio de Chácaras e Áreas Urbanizadas (9,46%), regiões que possuem uma grande artificialidade e selamento do solo, além de necessitarem da intervenção humana constantemente.

Figura 4 – Graus de Hemerobia obtidos para o município de Mogi das Cruzes (SP)



Org.: Elaborado pelos autores

O agronegócio e áreas urbanas demonstram os maiores graus de hemerobia e possuem grande dependência tecnológica (ESTÊVEZ *et al.*, 2011). Menezes *et al.* (2016) verificaram a forte influência dos padrões de usos da terra sobre o Ribeirão Vermelho (MG), a interferência antrópica se refletiu através da entrada de nutrientes e matéria orgânica no ambiente aquático. Desta forma, foi possível comprovar que nestas localidades, caracterizada pela baixa naturalidade e maior pressão sobre os recursos naturais devido a nula ou baixa capacidade de autorregulação, os desequilíbrios se refletem nos ecossistemas presentes, como observado para o rio Tietê. Silva *et al.* (2017b) e Ferreira *et al.*, (2018) ao avaliarem a qualidade da água e hemerobia de uma bacia hidrográfica no interior paulista, constataram que as áreas com maiores graus de hemerobia contribuíram para a perda de qualidade da água, situação decorrente do intenso manejo da paisagem e a poluição associada às atividades antrópicas.

O planejamento deve considerar todas as especificidades existentes na região, uma vez que os impactos ocorrem principalmente nas áreas com maiores graus de hemerobia (MEZZOMO; GASPARINI, 2016). O processo de antropização da paisagem ocasiona riscos aos múltiplos usos da água, principalmente em função da conversão de ecossistemas naturais em outros usos da terra (OLIVEIRA-ANDREOLI *et al.*, 2019), atividade que implica na perda

da autorregulação e manutenção da 'homeostase' dos ecossistemas aquáticos, incidindo na perda de qualidade da água. Neste sentido, os tomadores de decisão devem priorizar a adoção de medidas que favoreçam a reversão do cenário observado.

CONCLUSÃO

Apesar de o município de Mogi das Cruzes-SP possuir 49% de seu território inserido na Área de Proteção e Recuperação de Mananciais, este estudo evidenciou a interferência antropogênica nos pontos amostrados no rio Tietê. Tal situação se associa com o adensamento populacional, ocasionando uma maior pressão sobre os recursos hídricos e contribui para a perda de qualidade da água em função das alterações na estrutura e no funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Esta situação foi evidenciada tanto a partir das análises das variáveis limnológicas e dos índices aplicados (i.e., hemerobia, IQA e IET), que demonstraram a existência de ação antropogênica na área de estudo. Sendo assim, a análise conjunta do inventário limnológico e da hemerobia da paisagem evidenciaram a existência de alterações na qualidade da água por diversas atividades humanas desenvolvidas em Mogi das Cruzes-SP, assim, os diagnósticos obtidos constituem-se numa importante ferramenta para a gestão pública municipal. A principal contribuição da pesquisa foi fornecer um diagnóstico que reflete a interferência antropogênica sobre o rio Tietê, situação que permite o estabelecimento de estratégias que visem minimizar os efeitos adversos sobre os ecossistemas e favorece o processo de tomada de decisão, visto a necessidade de se manter a funcionalidade dos sistemas naturais, o bem-estar humano e a conservação da biodiversidade. Recomenda-se a destinação de esforços que visem a redução dos impactos sobre a água nos ambientes aquáticos por meio da aplicação de tecnologias sustentáveis e técnicas que contribuam para o controle da poluição difusa advinda das áreas agrícolas e de exploração mineral.

REFERÊNCIAS

ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, v. 56, p. 125 - 134, 1999.

AGRIZZI, D. V.; CECÍLIO, R. A.; ZANETTI, S. S.; GARCIA, G. O.; AMARAL, A. A.; FIRMIO, E. F. A.; MENDES, N. G. S. Qualidade da água de nascentes do Assentamento Paraíso. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 3, p. 557 - 568, 2018.

ARADO, F. B. G.; SAAD, A. R.; ANDRADE, M. R. M.; DALMAS, F. B.; CASADO, F. C.; IWAI, C. K. Impactos ambientais na água subterrânea do município de Mogi das Cruzes-SP,

provenientes da atividade de postos de combustíveis. **Revista de Geociências**, v. 14, n. 1, p. 38 - 48, 2015.

ARAÚJO, C. H. X. Análise da inserção da mineração em pequena escala no planejamento urbano em quatro regiões metropolitanas no estado de São Paulo. **Dissertação** (Mestre em Ciências) – São Paulo: USP. 2018.

BARCELOS, A. A.; RAMALHO, F. L.; CABRAL, J. B. P.; ALVES, W. S. Diagnóstico da qualidade das águas do córrego Sucuri (Caçu-Goiás). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 3, p. 750 – 766, 2017.

BRASIL. **Resolução CONAMA 357, 13 de março de 2005**. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 10 de outubro de 2019.

CETESBa - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo - 2018**. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/> Acesso em: 15 de outubro de 2019.

CETESBb - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Significado ambiental das variáveis de qualidade - 2018**. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2019/12/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-das-Vari%C3%A1veis.pdf> Acesso em: 11 de novembro de 2019.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Programa de monitoramento**. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/programa-de-monitoramento/>. Acesso em: 03 de dezembro de 2019.

CONDEMAT - Consórcio de Desenvolvimento dos Municípios do Alto Tietê. **Caderno Econômico Alto Tietê 2018**. Disponível em: <https://condemat.sp.gov.br/wp-content/uploads/2018/06/Condemat_CadernoTiete_ALTARESOLUÇÃO.pdf>. Acesso em: 11 de novembro de 2019.

ESTÊVEZ, L. F.; CUNICO, C.; MEZZOMO, M. M.; BIESEK, A. S.; MAGANHOTTO, R. Análise da paisagem da bacia hidrográfica do rio Marumbi, Morretes-PR: unidades de paisagem, fragilidade potencial e hemerobia. **RA'EGA**, v. 23, p. 428 - 447, 2011.

FERREIRA, C. S.; CUNHA-SANTINO, M. B. Monitoramento da qualidade da água do rio Monjolinho: a limnologia como uma ferramenta para a gestão ambiental. **Revista de Estudos Ambientais**, v. 6, n. 1, p., 2014.

FERREIRA, C. S.; SILVA, F. L.; MOITAS, M. L.; FUSHITA, A. T.; BIANCHINI JR., I.; CUNHA-SANTINO, M. B. River Monolinho Watershed: water quality, sediment and Hemeroby Index. **Ambiência**, v. 14, n. 3, p. 522 - 538, 2018.

FIA, R.; TADEU, H. C.; MENEZES, J. P. C.; FIA, F. R. L.; OLIVEIRA, L. F. C. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 1, p. 267 – 275, 2015.

FUSHITA, A. T.; SANTOS, J. E. Landscape heterogeneity and complexity in river floodplain ecosystems. **Sky Journal of Soil Science and Environmental Management**, v. 4, n. 7, p. 79 – 86, 2015.

FUSHITA, A. T.; SANTOS, J. E.; ROCHA, Y. T.; ZANIN, E. M. Historical Land Use/Cover Changes and the Hemeroby Levels of a Bio-Cultural Landscape: Past, Present and Future. **Journal of Geographic Information System**, v. 9, n. 5, p. 576 - 590, 2017.

GABOR, R. S.; HALL, S. J.; EIRIKSSON, D. P., JAMEEL, Y.; MILLINGTON, M.; STOUT, T.; BARNES, M. L.; GELDERLOOS, A.; TENNANT, H.; BOWEN, G. J.; NEILSON, B. T.; BROOKS, P. Persistent urban influence on surface water quality via impacted groundwater. **Environmental Science and Technology**, v. 51, p. 9477-9487, 2017.

GRIECO, A. A.; FREGONESI, B. M.; TONANI, K. A. A.; SILVA, T. V.; TREVILATO, T. M. B.; SEGURA-MUÑOZ, S. I.; ALVES, R. I. S. Diagnóstico espacial e temporal de condições físico-químicas e microbiológicas do Córrego do Tanquinho, Ribeirão Preto, SP, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 12, n. 2, p. 282-298, 2017.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mogi das Cruzes**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/mogi-das-cruzes/panorama> Acesso em: 03 de novembro de 2020.

KHATRI, N.; TYAGI, S. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. **Frontiers in Life Science**, v. 8, n. 1, p. 23 - 39, 2015.

LEMBI, R. C.; CRONEMBERGER, C.; PICHARILLO, C.; KOFFLER, S.; SENA, P. H. A.; FELAPPI, J. F.; MORAES, A. R.; ARSHAD, A.; SANTOS, J. P.; MANSUR, A. V. Urban expansion in the Atlantic Forest: applying the Nature Futures Framework to develop a conceptual model and future scenarios. **Biota Neotropica**, v. 20, p. 1-13, 2020.

MAPBIOMAS. **Cobertura**. Disponível em: [https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/cobertura?activeBaseMap=9&layersOpacity=100&activeModule=coverage&activeModuleContent=coverage%3Acobertura_main&activeYear=2021&mapPosition=-23.566819%2C-46.224632%2C11&timelineLimitsRange=1985%2C2021&baseParams\[territoryType\]=1&baseParams\[territories\]=1%3BBrasil%3B1%3BPa%3C%ADs%3B-33.751177993999946%3B-73.9904499689999%3B5.271841077000019%3B-28.847639913999956&baseParams\[activeClassesLevelsListItems\]=1%2C7%2C8%2C9%2C10%2C2%2C11%2C12%2C13%2C14%2C15%2C16%2C3%2C17%2C18%2C27%2C37%2C38%2C39%2C40%2C41%2C28%2C42%2C43%2C44%2C19%2C20%2C4%2C21%2C22%2C23%2C24%2C5%2C25%2C26%2C6](https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/cobertura?activeBaseMap=9&layersOpacity=100&activeModule=coverage&activeModuleContent=coverage%3Acobertura_main&activeYear=2021&mapPosition=-23.566819%2C-46.224632%2C11&timelineLimitsRange=1985%2C2021&baseParams[territoryType]=1&baseParams[territories]=1%3BBrasil%3B1%3BPa%3C%ADs%3B-33.751177993999946%3B-73.9904499689999%3B5.271841077000019%3B-28.847639913999956&baseParams[activeClassesLevelsListItems]=1%2C7%2C8%2C9%2C10%2C2%2C11%2C12%2C13%2C14%2C15%2C16%2C3%2C17%2C18%2C27%2C37%2C38%2C39%2C40%2C41%2C28%2C42%2C43%2C44%2C19%2C20%2C4%2C21%2C22%2C23%2C24%2C5%2C25%2C26%2C6). Acesso em: 09 de dezembro de 2022.

MARMONTEL, C. V. F.; RODRIGUES, V. A. Parâmetros indicativos para qualidade da água em nascentes com diferentes coberturas da terra e conservação da vegetação ciliar. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 2, p. 171 - 181, 2015.

MENEZES, J. P. C.; BITTENCOURT, R. P.; FARIAS, M. S.; BELLO, I. P.; FIA, R.; OLIVEIRA, L. F. C. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em

uma bacia hidrográfica urbana. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 21, n. 3, p. 519 – 534, 2016.

MEZZOMO, M. M.; GASPARINI, G. S. Estudo da alteração antrópica (Hemerobia) da bacia hidrográfica do rio Mourão - PR. **RA'EGA**, v. 36, p. 280 - 301, 2016.

OLIVEIRA, C. S. P.; FONSECA, A. S.; DÍAZ, C. A.; SANTOS, W. P. Reflexões sobre o desafio ambiental: níveis de eutrofização e floração de cianobactérias na Bacia Apodi-Mossoró. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 5, p. 519-530, 2020.

OLIVEIRA, D. G.; VARGAS, R. R.; SAAD, A. R.; ARRUDA, R. O. M.; DALMAS, F. B.; AZEVEDO, F. D. Land use and its impacts on the water quality of the Cachoeirinha Invernada Watershed, Guarulhos (SP). **Revista Ambiente & Água**, v. 13, n. 1, e2131, 2018.

OLIVEIRA-ANDREOLI, E. Z.; FUSHITA, A. T.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Water quality assessment – Ribeirão do Laranjal watershed. **Revista Ciência, Tecnologia & Ambiente**, v. 5, n. 1, p. 30 – 39, 2017.

OLIVEIRA-ANDREOLI, E., SILVA, F., LÓPEZ, F., MACHADO, R., TEODORO, C., BIANCHINI JÚNIOR, I., CUNHA-SANTINO, M., FUSHITA, A., CRESTANA, S. A importância do planejamento regional para a manutenção dos usos múltiplos da água em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira De Ciências Ambientais**, v. 52, p. 16 – 27, 2019.

R CORE TEAM R: A language and environment for statistical computing (2018). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: dez. 2019.

ROCHA, C. H. B.; FREITAS, F. A.; SILVA, T. M. Alterações em variáveis limnológicas de manancial de Juiz de Fora devido ao uso da terra. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 4, p. 431 - 436, 2013.

ROCHA, M. S. Qualidade das águas da bacia hidrográfica do Alto Tietê (cabeceiras), nos municípios de Biritiba Mirim, Mogi das Cruzes e Suzano (SP), relativo ao período 1985 a 2012. **Dissertação** (Mestrado em Análise Geoambiental) – Guarulhos: Universidade Guarulhos. 2014.

ROMANINI, E.; FUSHITA, A. T.; SANTOS, J. E. An approach to environmental planning and sustainable management of watersheds and municipalities in southeastern Brazil. **Open Journal of Ecology**, v. 6, p. 667 – 685, 2016.

RÜDISSER, J.; TASSER, E.; TAPPEINER, U. Distance to Nature. A New Biodiversity Relevant Environmental Indicator Set at the Landscape Level. **Ecological Indicators**, v. 15, p. 208 – 216, 2012.

SANTOS, J.; MARTINS, I.; CALLISTO, M.; MACEDO, D. Relações entre qualidade da água e uso e cobertura do solo em múltiplas escalas espaciais na bacia do Rio Pandeiros, Minas Gerais. **Revista Espinhaço**, p. 36 – 46, 2017.

SÃO PAULO. Decreto nº 10.755, de 22 de novembro de 1977. Disponível em: http://www.sigrh.sp.gov.br/arquivos/enquadramento/Dec_Est_10755.pdf. Acesso em: 15 de outubro de 2019.

SÃO PAULO. Inventário Florestal do Estado de São Paulo 2020 - Mapeamento da cobertura vegetal nativa. Instituto Florestal: São Paulo, 38 p.

SEADE - Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados. **Mogi das Cruzes**. Disponível em: <http://www.perfil.seade.gov.br/> Acesso em: 10 de dezembro de 2019.

SILVA, F. L.; FUSHITA, A. T.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI Jr, I. Estudo limnológico e hemerobia de uma microbacia hidrográfica urbana. **Formação**, v. 28, p. 765-782, 2021a.

SILVA, F. L.; FUSHITA, A. T.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI Jr, I.; VENIZIANI JUNIOR, J. C. T. Gestão de recursos hídricos e manejo de bacias hidrográficas no Brasil: elementos básicos, histórico e estratégias. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, p. 1626-1653, 2021b.

SILVA, F. L.; LÓPEZ, F. M. A.; MACHADO, R.; OLIVEIRA-ANDREOLI, E. Z.; FUSHITA, A. T.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BINCHINI JÚNIOR, I. An Approach to Verify Naturalness Loss and Its Relation with Ecosystems Services in Brazilian Cerrado: Implications to Management. **Journal of Geoscience and Environment Protection**, v. 10, p. 55-74, 2022.

SILVA, F. L.; MOITAS, M. L.; BIACHINI JR, I.; CUNHA-SANTINO, M. B. Qualidade dos sedimentos do rio Monjolinho: índice de geoacumulação. **Revista Ciência, Tecnologia & Ambiente**, n. 4, v. 1, p. 79-87, 2016.

SILVA, F. L.; OLIVEIRA-ANDREOLI, E. Z.; MACHADO, R.; TEODORO, C. C.; LÓPEZ, F. M. A.; FUSHITA, A. T.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR, I. Aspects that should be considered in a possible revision of the Brazilian Guideline Conama Resolution 357/05. **MOJ Ecology & Environmental Sciences**, v. 4, n. 5, p. 195 – 197, 2019.

SILVA, F. L.; OLIVEIRA-ANDREOLI, E. Z.; PICHARILLO, C.; RUGGIERO, M. H.; COSTA, C. W.; MOSCHINI, L. E. Naturalidade da paisagem verificada por meio de indicadores ambientais: manancial do Rio Monjolinho, São Carlos-SP. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 3, p. 970 – 980, 2017a.

SILVA, F. L.; SILVA, G. C.; FUSHITA, A. T.; BIANCHINI, JR.; CUNHA-SANTINO, M. B. Qualidade das águas e hemerobia da bacia hidrográfica do Mineirinho, São Carlos, SP. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 6, p. 1921 – 1933, 2017b.

SIMEDO, M. B. L.; MARTINS, A. L. M.; PISSARRA, T. C. T.; LOPES, M. C.; COSTA, R. C. A.; VALLE-JUNIOR, R. F.; CAMPANELLI, L. C.; ROJAS, N. E. T.; FINOTO, E. L. Effect of watershed land use on water quality: a case study in Córrego da Olaria Basi, São Paulo State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 78, n. 4, p. 625 – 635, 2018.

SUKOPP, H. The Influence of Man on the Vegetation. **Vegetatio**, v. 17, p. 360 – 371, 1969.

TERRA, V. R.; PRATTE-SANTOS, R.; ALIPRANDI, R. B.; BARCELOS, F. F.; MARTINS, J. L. D.; AZEVEDO JR., R. R.; BARBIÉRI, R. S. Estudo limnológico visando avaliação da qualidade das águas do rio Juca Braço Norte ES. **Natureza online**, v. 8, n. 1, p. 8 - 13, 2010.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

VICTORIA BARIANI, C. J. M.; VICTORIA BARIANI, N. M. Distribuição espacial mensal de variáveis físico-químicas em microbacias urbanas em Itaqui, RS. **Geografia Ensino & Pesquisa**, v. 17, n. 2, p. 167 – 181, 2013.

ZLATANOVIC, L.; VAN DER HOEK, J. P.; VREEBURG, J. H. G. An experimental study on the influence of water stagnation and temperature change on water quality in a full-scale domestic drinking water system. **Water Research**, v. 123, 761 – 772, 2017.