

**UNIVERSIDADE BRASIL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS  
CAMPUS ITAQUERA**

**DARLAN STORTO**

**DINÂMICA SAZONAL DA CONTAMINAÇÃO MICROBIANA DA ÁGUA  
DO PARQUE ECOLÓGICO DO TIETÊ**

**SEASONAL DYNAMICS OF MICROBIAL CONTAMINATION OF THE  
WATER AT THE TIETÊ ECOLOGICAL PARK**

São Paulo – SP  
2021

**DARLAN STORTO**

**DINÂMICA SAZONAL DA CONTAMINAÇÃO MICROBIANA DA ÁGUA  
DO PARQUE ECOLÓGICO DO TIETÊ**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Brasil, como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Juliana Heloisa Pinê Américo  
Pinheiro  
**Orientadora**

São Paulo – SP  
2021

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Bibliotecas da Universidade Brasil,  
com os dados fornecidos pelo (a) autor (a).

S887d STORTO, Darlan.

Dinâmica sazonal da contaminação microbiana da água do Parque Ecológico do Tietê / Darlan Storto. -- São Paulo: Universidade Brasil, 2021.

70 f.: il. color.

Dissertação de Mestrado defendida no Programa de Pós-graduação do Curso de Ciências Ambientais da Universidade Brasil.

Orientação: Profa. Dra. Juliana Heloisa Pinê Américo Pinheiro.

1. Bactérias. 2. Coliformes. 3. Escherichia coli. 4. Recursos Hídricos. I. Pinheiro, Juliana Heloisa Pinê Américo. II. Título.

CDD 372.357

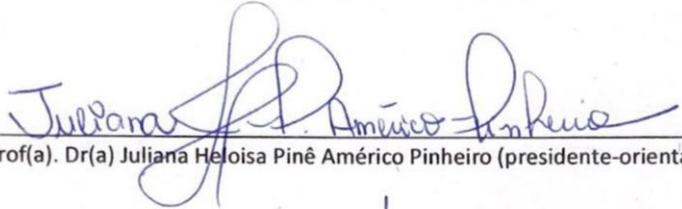


## TERMO DE APROVAÇÃO

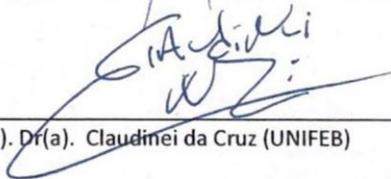
DARLAN STORTO

### “DINÂMICA SAZONAL DA CONTAMINAÇÃO MICROBIANA DA ÁGUA DO PARQUE ECOLÓGICO DO TIETÊ”

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais** da Universidade Brasil, pela seguinte banca examinadora:

  
Prof(a). Dr(a) Juliana Heloisa Pinê Américo Pinheiro (presidente-orientadora)

  
Prof(a). Dr(a). Dora Inés Kozusny-Andreani (Universidade Brasil)

  
Prof(a). Dr(a). Claudinei da Cruz (UNIFEB)

São Paulo, 12 de março de 2021  
Presidente da Banca Prof.(a) Dr.(a) Juliana Heloisa Pinê Américo Pinheiro



### Termo de Autorização

#### **Para Publicação de Dissertações e Teses no Formato Eletrônico na Página WWW do Respetivo Programa da Universidade Brasil e no Banco de Teses da CAPES**

Na qualidade de titular(es) dos direitos de autor da publicação, e de acordo com a Portaria CAPES no. 13, de 15 de fevereiro de 2006, autorizo(amos) a Universidade Brasil a disponibilizar através do site <http://www.universidadebrasil.edu.br>, na página do respectivo Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu*, bem como no Banco de Dissertações e Teses da CAPES, através do site <http://bancodeteses.capes.gov.br>, a versão digital do texto integral da Dissertação/Tese abaixo citada, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a título de divulgação da produção científica brasileira.

A utilização do conteúdo deste texto, exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, fica condicionada à citação da fonte.

**Título do Trabalho: "DINÂMICA SAZONAL DA CONTAMINAÇÃO MICROBIANA DA ÁGUA DO PARQUE ECOLÓGICO DO TIETÊ"**

Autor(es):

Discente: Darlan Storto

Assinatura: Darlan Storto

Orientadora: Juliana Heloisa Pinê Américo Pinheiro

Assinatura: Juliana H. Américo Pinheiro

Data: 12/março/2021

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço à minha orientadora, Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Juliana Heloisa Pinê Américo Pinheiro, pela oportunidade de realização desse trabalho. Obrigado pela dedicação, confiança, paciência, amizade, ensinamentos compartilhados e por me guiar mesmo nos momentos de maiores dificuldades.

À Universidade Brasil - Campus Itaquera, pela bolsa de estudos para que eu pudesse cursar o Programa de Mestrado em Ciências Ambientais, bem como pela disponibilização da infraestrutura para realização dos experimentos.

Ao meu líder de setor, Márcio Vicente Ferreira, e outros colaboradores da instituição, pelo apoio psicológico e profissional ao longo do mestrado.

Ao Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) pela autorização para que a pesquisa pudesse ser realizada dentro do Parque Ecológico do Tietê, bem como a todos os seus colaboradores que sempre foram receptivos durante as visitas ao parque.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Brasil e à secretaria de Pós-graduação Stricto Sensu e Pesquisa, em especial à colaboradora Ecreziana Silva, por todo o auxílio.

Ao corpo docente, pelos ensinamentos e conhecimento transmitido, em especial aos professores Dr. Luiz Sérgio Vanzela, Dr<sup>a</sup> Dora Inés Kozusny-Andreani e Dr. Cleber Fernando Menegasso Mansano, pelo auxílio durante a pesquisa.

Aos meus pais, Valdemir Storto e Mirtes Clemente Storto, minha família e meus amigos. Obrigado pelo apoio constante e amor incondicional, por sempre acreditarem no meu sonho e me motivarem a seguir em frente.

*“Foi o tempo que perdeste com tua rosa que fez tua rosa tão importante.”*

(SAINT-EXUPERY, 2005)

## DINÂMICA SAZONAL DA CONTAMINAÇÃO MICROBIANA DA ÁGUA DO PARQUE ECOLÓGICO DO TIETÊ

A qualidade dos recursos hídricos pode ser alterada pelas atividades antrópicas realizadas nas bacias hidrográficas. Estas alterações podem proporcionar a ocorrência de bactérias resistentes aos antibióticos e comprometer a saúde pública. Objetivou-se neste trabalho avaliar a presença e concentração de coliformes totais e *Escherichia coli* na água do Parque Ecológico do Tietê – SP, a resistência a antibióticos da *E. coli* isolada e a correlação entre as variáveis físico-químicas ambientais e microbiológicas da água. Os pontos de coleta foram georreferenciados e identificados como P1 - Água potável da rede de distribuição; P2 - Lagoa principal do parque; e P3 - Conexão entre a Lagoa principal e o Rio Tietê. Foram mensuradas as variáveis físico-químicas e microbiológicas, realizada uma Análise de Componentes Principais (ACP) e modelos de regressão linear para verificar a correlação entre essas variáveis. A análise microbiológica foi realizada pela inoculação das amostras em placas 3M™ Petrifilm™, incubadas a 37 °C por 48 horas e as *E. coli* isoladas tiveram seu perfil de resistência a antibióticos testado pela técnica de disco-difusão em ágar Mueller Hinton. Não foram identificados coliformes totais e *E. coli* no P1. Os coliformes totais foram identificados em 64% das amostras e a *E. coli* foi identificada em 36% das amostras. A temperatura da água e pluviosidade foram as variáveis correlacionadas mais significativas e os modelos de regressão linear evidenciaram a influência da sazonalidade na concentração de *E. coli* na água, com valores mais elevados nas estações chuvosas e quentes. As *E. coli* isoladas apresentaram maior resistência a eritromicina (82%) e amoxicilina (55%) em P2, e a eritromicina (82%) e amoxicilina (27%) em P3, com a presença de isolados multirresistentes em ambos os pontos. Nenhuma cepa apresentou resistência a amicacina. A alta taxa de resistência de *E. coli* aos antibióticos mais utilizados na medicina humana e veterinária demonstra que o aporte dessas substâncias nos ecossistemas aquáticos ao longo dos anos tem exercido uma pressão de seleção sobre os microrganismos, auxiliando no processo de surgimento e disseminação de bactérias resistentes, alterando a biota ambiental e tornando esses locais como possíveis reservatórios de resistência a antibióticos.

**Palavras-chave:** Bactérias. Coliformes. *Escherichia coli*. Recursos Hídricos.

## SEASONAL DYNAMICS OF MICROBIAL CONTAMINATION OF THE WATER AT THE TIETÊ ECOLOGICAL PARK

The quality of water resources can be altered by human activities carried out in watersheds. These changes can lead to the occurrence of antibiotic-resistant bacteria and compromise public health. The aim of the present study was to evaluate the presence and concentration of total coliforms and *Escherichia coli* in the water at the Parque Ecológico do Tietê (Ecological Park Tietê) in São Paulo, the antibiotics resistance of isolated *E. coli* and the correlation between physical-chemical environmental and microbiological variables of the water. Sample localities were georeferenced and identified as P1 - Drinking water from the distribution system; P2 - Main lagoon of the park; and P3- Connection between the main lagoon and the Tietê River. Physical-chemical and microbiological variables were measured, thus Principal Component Analysis (PCA) and linear regression models were performed to verify the correlation between these variables. The microbiological analysis was performed by inoculating the samples in 3M™ Petrifilm™ plates, incubated at 37 ° C for 48 hours and the *E. coli* isolated had their antibiotic resistance profile tested by the disk diffusion technique using Mueller Hinton agar. Total coliforms and *E. coli* were not identified at P1. Total coliforms were identified in 64% of the samples and *E. coli* was identified in 36% of the samples. Water temperature and precipitation were the most significant correlated variables and the linear regression models showed the influence of seasonality on the concentration of *E. coli* in the water, with the highest values in the rainy and warmer seasons. The isolated *E. coli* showed greater resistance to erythromycin (82%) and amoxicillin (55%) in P2, and to erythromycin (82%) and amoxicillin (27%) in P3, with the presence of multiresistant isolates at both points. No strain showed resistance to amikacin. The high rate of resistance of *E. coli* to the antibiotics frequently used in human and veterinary medicine demonstrates that the contribution of these substances in aquatic ecosystems over the years has exerted a selection pressure on microorganisms, assisting the appearance and spread of resistant bacteria, changing the environmental biota and turning these locations in possible reservoirs of antibiotic resistance.

**Keywords:** Bacteria. Coliforms. *Escherichia coli*. Water resources.

## DIVULGAÇÃO E TRANSFERÊNCIA DE CONHECIMENTO

A presente pesquisa teve como objetivos avaliar a presença e concentração de bactérias indicadoras de contaminação fecal na água do Parque Ecológico do Tietê - SP, verificar a resistência desses microrganismos a antibióticos e a correlação entre as variáveis físico-químicas e microbiológicas da água em diferentes estações do ano. Não foram registradas bactérias indicativas de contaminação fecal na água potável da rede de distribuição do parque. Coliformes totais foram identificados em 64% das amostras de água das lagoas do parque e a *Escherichia coli* foi identificada em 36% das amostras. A temperatura da água e pluviosidade foram as variáveis correlacionadas mais significativas evidenciando a influência da sazonalidade na concentração dessas bactérias na água, com valores mais elevados nas estações chuvosas e quentes. As *E. coli* isoladas apresentaram maior resistência a eritromicina e amoxicilina. A alta taxa de resistência de *E. coli* aos antibióticos mais utilizados na medicina humana e veterinária demonstra que o aporte dessas substâncias nos ecossistemas aquáticos ao longo dos anos tem exercido uma pressão de seleção sobre os microrganismos, auxiliando no processo de surgimento e disseminação de bactérias resistentes, alterando a biota ambiental e tornando esses locais como possíveis reservatórios de resistência a antibióticos.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Área original e limite do Parque Ecológico do Tietê (PET), Núcleo Engenheiro Goulart – São Paulo, Brasil.....	33
Figura 2 – Localização e identificação dos pontos de coleta das amostras de água no Parque Ecológico do Tietê (PET). P1 - Ponto de distribuição de água potável da rede de distribuição da Sabesp; P2 - Lagoa principal do parque e região de recreação com pedalinhas; e P3 - local de conexão entre a Lagoa principal e o Rio Tietê, Estado de São Paulo, Brasil.....	37
Figura 3 – Área do entorno dos pontos de coleta das amostras de água no Parque Ecológico do Tietê (PET). P1 - Ponto de distribuição de água potável da rede de distribuição da Sabesp; P2 - Lagoa principal do parque e região de recreação com pedalinhas; e P3 - local de conexão entre a Lagoa principal e o Rio Tietê, Estado de São Paulo, Brasil.....	38
Figura 4 – Medidor de pH de bancada da marca Hiperquímica utilizado no processamento das amostras de água.....	39
Figura 5 – Método de identificação e avaliação da concentração de coliformes totais e <i>E. coli</i> . (A) Inoculação da amostra de água em placa 3M™Petrifilm™; (B) Incubação em estufa bacteriológica à temperatura de 37°C por 24 e 48 horas; (C) Contagem das unidades formadoras de colônias (UFC) de Coliformes Totais e <i>E. coli</i> .....	40
Figura 6 – Método de antibiograma de disco-difusão, proposto inicialmente por Kirby-Bauer, (A) Isolados de <i>E. coli</i> inoculados em ágar <i>Mueller Hinton</i> e incubadas a 37° C por 24 horas em estufa bacteriológica; (B) <i>E. coli</i> dissolvidas em água deionizada conforme a escala 0,5 de Mac Farland e inoculadas em placas de Petri contendo ágar <i>Mueller Hinton</i> e aplicação dos discos de antibiograma; (C) Incubação em estufa bacteriológica à temperatura de 37°C por 24 horas e posterior leitura do diâmetro dos halos de inibição.....	42
Figura 7 – Pluviosidade no Parque Ecológico do Tietê - SP, no período de janeiro a dezembro de 2019, com dados da precipitação mensal e da precipitação nos últimos sete dias anteriores à realização de cada coleta.....	44

Figura 8 – Concentração média de <i>E. coli</i> em UFC/100mL nos pontos P2 e P3 do Parque Ecológico do Tietê - SP durante as quatro estações do ano de 2019.....	51
Figura 9 – Modelo linear que correlaciona a temperatura da água (°C) e a pluviosidade dos últimos 7 dias anteriores à coleta (mm) com a concentração média de <i>E. coli</i> (UFC/100 mL) nos pontos P2 e P3 no Parque Ecológico do Tietê – SP, durante as quatro estações do ano 2019.....	52
Figura 10 – Análise de Componentes Principais (ACP) das variáveis de temperatura ambiental, temperatura da água, pH, pluviosidade dos últimos 7 dias, coliformes totais e <i>E. coli</i> , referente ao P2 no Parque Ecológico do Tietê - SP, durante o ano 2019.....	54
Figura 11 – Análise de Componentes Principais (ACP) das variáveis de temperatura ambiental, temperatura da água, pH, pluviosidade dos últimos 7 dias, coliformes totais e <i>E. coli</i> , referente ao P3 no Parque Ecológico do Tietê - SP, durante o ano de 2019.....	55

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Antibióticos e padrão interpretativo do diâmetro do halo de inibição utilizados na prova de resistência a antibióticos dos isolados de <i>Escherichia coli</i> da água do Parque Ecológico do Tietê - SP.....	41
Tabela 2 – Temperatura ambiente e temperatura da água, em °C, nos pontos de coleta do Parque Ecológico do Tietê – SP, no período de janeiro a dezembro de 2019. P1 - Ponto de distribuição de água potável da Sabesp; P2 - Lagoa principal do parque e região de recreação com pedalinhos; e P3 - local de conexão entre a Lagoa principal e o Rio Tietê.....	46
Tabela 3 – Potencial hidrogeniônico (pH) nos pontos de coleta do Parque Ecológico do Tietê - SP, no período de janeiro a dezembro de 2019. P1 – Ponto de distribuição de água potável da Sabesp; P2 - Lagoa principal do parque e região de recreação com pedalinhos; e P3 - local de conexão entre a Lagoa principal e o Rio Tietê.....	47
Tabela 4 – Concentração de coliformes totais, em UFC/100 mL, nos pontos de coleta do Parque Ecológico do Tietê - SP, no período de janeiro a dezembro de 2019. P1 - Ponto de distribuição de água potável da Sabesp; P2 - Lagoa principal do parque e região de recreação com pedalinhos; e P3 - local de conexão entre a Lagoa principal e o Rio Tietê.....	49
Tabela 5 – Concentração de <i>Escherichia coli</i> , em UFC/100 mL, nos pontos de coleta do Parque Ecológico do Tietê - SP, no período de janeiro a dezembro de 2019. P1 - Ponto de distribuição de água potável da Sabesp; P2 - Lagoa principal do parque e região de recreação com pedalinhos; e P3 - local de conexão entre a Lagoa principal e o Rio Tietê.....	50
Tabela 6 – Perfil de resistência a antibióticos (%) dos isolados de <i>Escherichia coli</i> da água do Parque Ecológico do Tietê - SP, no período de janeiro a dezembro de 2019. P2 - Lagoa principal do parque e região de recreação com pedalinhos; e P3 - local de conexão entre a Lagoa principal e o Rio Tietê.....	54
Tabela 7 – Frequência de <i>Escherichia coli</i> multirresistentes (IRMA > 0,20), isoladas da água do Parque Ecológico do Tietê - SP, no período de janeiro a	

dezembro de 2019. P2 - Lagoa principal do parque e região de recreação com pedalinhas; e P3 - local de conexão entre a Lagoa principal e o Rio Tietê..... 57

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ACP	Análise de Componentes Principais
APHA	American Public Health Association
CECON	Centro de Controle e Produtos para Diagnósticos
CEMADEN	Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CLSI	Clinical and Laboratory Standards Institute
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CRAS	Centro de Recuperação de Animais Silvestres
DAEE	Departamento de Águas e Energia Elétrica
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IQA	Índice de Qualidade das Águas
IRMA	Índice de resistência múltipla a antibióticos
OD	Oxigênio dissolvido
OMS	Organização Mundial da Saúde
PAST	Paleontological Statistics
PCR	Portaria de Consolidação
PET	Parque Ecológico do Tietê
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SP	Estado de São Paulo
UFC	Unidades Formadoras de Colônias

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>18</b>
<b>2. OBJETIVOS.....</b>	<b>21</b>
<b>3. REVISÃO DA LITERATURA .....</b>	<b>22</b>
3.1 ÁGUA NA NATUREZA: IMPORTÂNCIA, DISTRIBUIÇÃO E UTILIZAÇÃO .....	22
<b>3.1.1 Bacias hidrográficas.....</b>	<b>23</b>
<b>3.1.2 Usos múltiplos da água.....</b>	<b>23</b>
<b>3.1.3 Classificação dos recursos hídricos no Brasil .....</b>	<b>24</b>
3.2 ÁGUA: SANEAMENTO, MEIO AMBIENTE E SAÚDE PÚBLICA.....	25
<b>3.2.1 Padrão de potabilidade das águas .....</b>	<b>26</b>
3.3 ASPECTOS FÍSICOS DA ÁGUA .....	27
<b>3.3.1 Temperatura da água (pH) .....</b>	<b>27</b>
3.4 ASPECTOS QUÍMICOS DA ÁGUA.....	28
<b>3.4.1 Potencial Hidrogeniônico (pH) .....</b>	<b>28</b>
3.5 ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS DA ÁGUA .....	29
<b>3.5.1 Coliformes totais.....</b>	<b>30</b>
<b>3.5.2 <i>Escherichia coli</i>.....</b>	<b>30</b>
3.6 RESISTÊNCIA BACTERIANA .....	31
<b>3.6.1 Antibióticos .....</b>	<b>31</b>
<b>3.6.2 Aspectos genéticos e bioquímicos da resistência bacteriana .....</b>	<b>32</b>
<b>3.6.3 Resistência bacteriana na Saúde Pública .....</b>	<b>33</b>
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>35</b>
4.1 ÁREA DE ESTUDO.....	35
4.2 COLETA E PROCESSAMENTO DAS AMOSTRAS .....	36
4.3 DETERMINAÇÃO DA PLUVIOSIDADE E DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS .....	39
4.4 IDENTIFICAÇÃO E DETERMINAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E <i>Escherichia coli</i> .....	39
4.5 PERFIL DE RESISTÊNCIA A ANTIBIÓTICOS .....	41
4.6 ANÁLISE DOS RESULTADOS .....	43

<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>44</b>
5.1 PLUVIOSIDADE E PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS .....	44
5.2 COLIFORMES TOTAIS.....	48
5.3 BACTÉRIAS <i>Escherichia coli</i> .....	49
5.4 ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP) .....	53
5.5 PERFIL DE RESISTÊNCIA A ANTIBIÓTICOS .....	55
<b>6. CONCLUSÃO .....</b>	<b>60</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>61</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A qualidade dos recursos hídricos pode ser alterada pela ocupação desordenada e pelas atividades antrópicas realizadas nas bacias hidrográficas. Os corpos d'água com maior número de habitantes e maior percentual de impermeabilização estão sujeitos a baixas concentrações de oxigênio dissolvido e elevadas concentrações de *Escherichia coli* que evidenciam a influência de efluentes domésticos como fonte potencial de contaminação do sistema fluvial (SOUZA; GASTALDINI, 2014). A contaminação de águas superficiais e subterrâneas com esses resíduos expõe a população aos patógenos causadores de doenças de veiculação hídrica (MEIRELLES-PEREIRA et al., 2002; FANG et al., 2018).

A qualidade da água está associada às suas características físicas, químicas e biológicas e sua avaliação é baseada no processo de análise dessas características ao longo do tempo e espaço, a fim de verificar se essa qualidade é desejável para determinados usos em atividades antrópicas, como abastecimento público, irrigação, pesca e manutenção da saúde dos ecossistemas aquáticos (ABREU; CUNHA, 2015).

No Brasil estes índices e indicadores são regulamentados pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), que utiliza desde 1975 o Índice de Qualidade das Águas (IQA) para o gerenciamento dos recursos hídricos no estado de São Paulo, onde são verificadas nove variáveis (temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes termotolerantes/*E. coli*, nitrogênio total, fósforo total, sólido total e turbidez) que são consideradas relevantes para a avaliação da qualidade das águas, principalmente no caso do abastecimento público e recreação de contato primário (CETESB, 2020).

No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), pela Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000, dispõe sobre a sistemática de avaliação da qualidade ambiental das águas, pela Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, assim como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e pela Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes (que complementa e altera a Resolução nº 357/2005) (BRASIL, 2000, 2005, 2011).

Com relação ao uso da água para abastecimento público e potabilidade, devem ser considerados os parâmetros e padrões definidos pelo Ministério da Saúde, que pela Portaria de Consolidação (PRC) nº 5 de 28 de setembro de 2017, Anexo XX, dispõe sobre os procedimentos do controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (BRASIL, 2017).

A qualidade microbiológica da água é avaliada pela concentração de bactérias bioindicadoras de contaminação fecal, visto que a principal influência antrópica que promove a degradação dos corpos hídricos é o despejo de efluentes domésticos parcialmente tratados ou *in natura*, ou efluentes provenientes de propriedades agropecuárias, compostos principalmente por fezes de animais. Os grupos de coliformes totais e termotolerantes são os mais utilizados, tendo a espécie *E. coli* como bioindicador modelo para águas doces, por ter como habitat exclusivo o trato intestinal humano e de animais homeotérmicos. A sua presença em grandes concentrações está relacionada a esgotos, efluentes, águas naturais e solos que receberam contaminação fecal recente e podem estar associadas à presença de outros patógenos que tem potencial risco à saúde (ANDRADE, 2019).

Além da contaminação fecal, os corpos hídricos são afetados por cargas pontuais e difusas (urbanas e rurais), que são as principais preocupações dos órgãos ambientais e gestores de recursos hídricos. Reis (2012) constata que foram encontradas diversas substâncias químicas orgânicas na água, entre elas, podem ser destacados os fármacos. Estudos detectaram a presença de antibióticos, hormônios e anti-inflamatórios, em esgoto doméstico e águas superficiais (TORRES et al., 2017; AMÉRICO-PINHEIRO et al., 2017; RAGASSI et al., 2019).

Os antibióticos, apesar de ser uma das mais importantes descobertas no campo da medicina humana e veterinária, resultaram em efeitos generalizados sobre a biota microbiana. O uso destes fármacos está cada vez mais ameaçado devido ao desenvolvimento da resistência microbiana. Há casos em que certas bactérias são resistentes a praticamente todos os antibióticos disponíveis (VON WINTERSDORFF et al., 2016).

Os antibióticos de uso hospitalar ou domiciliar não são totalmente metabolizados pelo organismo humano e uma parte é eliminada pela urina e fezes. O descarte diretamente no sistema de esgoto ou como resíduos sólidos nos lixos comuns também contribuem com o aporte dessas substâncias no ambiente e

propiciam o surgimento e disseminação de bactérias resistentes nos ecossistemas, incluindo as bactérias patogênicas humanas (OLIVEIRA CORRÊA et al., 2019).

Os processos de dispersão e evolução de bactérias resistentes a antibióticos estão relacionados aos ambientes aquáticos, no qual a água atua não somente como meio de disseminação desses organismos entre as populações humanas e animais, mas também, a via pela qual esses genes são introduzidos nos ecossistemas, alterando a microbiota ambiental (FEIJOÓ; NAVARRETE, 2012). Com isso, a ocorrência de resistência aos antibióticos em bacias hidrográficas tem atraído atenção mundial, principalmente no caso de patógenos resistentes presentes em águas de recreação que podem comprometer a saúde pública (FANG et. al., 2018).

Assim, justifica-se a relevância da avaliação microbiológica das águas do Parque Ecológico do Tietê, em São Paulo- SP, a fim de gerar conhecimento sobre a qualidade sanitária de recursos hídricos em regiões urbanizadas, o risco de possível contaminação por patógenos resistentes, a identificação e melhor compreensão das possíveis variáveis antrópicas e ambientais que interferem nessa qualidade sanitária, para colaborar com a implantação de medidas que possam proteger o ecossistema e a saúde da população do entorno.

## 2 OBJETIVOS

Este trabalho visou avaliar a qualidade microbiológica da água do Parque Ecológico do Tietê - SP e a possível influência exercida nessa qualidade pelas variáveis ambientais.

Desse modo, objetivou-se:

- Avaliar a presença e concentração de cepas de coliformes totais e *Escherichia coli* nas amostras de água do Parque Ecológico do Tietê - SP;
- Identificar o perfil de resistência a antibióticos das *E. coli* isoladas;
- Verificar a correlação entre as variáveis físico-químicas ambientais e microbiológicas da água.
- Analisar a ocorrência e o significado sanitário da presença e das concentrações destes microrganismos nas amostras e o impacto que a presença de cepas resistentes a antimicrobianos podem causar na saúde pública.

### 3 REVISÃO DA LITERATURA

#### 3.1 ÁGUA NA NATUREZA: IMPORTÂNCIA, DISTRIBUIÇÃO E UTILIZAÇÃO

A água é um recurso natural vital para a manutenção dos ciclos biológico, hidrológico, geológico e químico, atuando na manutenção dos ecossistemas e mantendo o planeta em equilíbrio. Os recursos hídricos são indispensáveis para a sobrevivência humana, o desenvolvimento social e o crescimento econômico, sendo poucas as atividades antrópicas existentes no mundo que não dependem direta ou indiretamente do uso da água, seja para consumo humano, higiene, agricultura, pecuária, produção de energia ou fabricação de bens de consumo e serviços (SHIKLOMANOV, 2009).

De todo o volume de água estocado no planeta, 97,5% compõem os oceanos e somente 2,5% estão disponíveis na forma de água doce. No entanto, 68,9% dessa água doce estão na forma de gelo e neve permanente nas calotas polares, geleiras e regiões frias, 29,9% constituem as águas subterrâneas e lençóis freáticos, 0,9% são referentes à umidade dos solos e pântanos e apenas 0,3% são relativas aos lagos, reservatórios e rios. Desse modo, a maior parte da água doce disponível para uso antrópico é mínima, quando comparada com o volume total de água existente no planeta (PAZ et al., 2000).

A distribuição da água ao redor do globo não é uniforme, visto que 9 países possuem cerca de 60% da água doce disponível: Brasil, Rússia, China, Canadá, Indonésia, EUA, Índia, Colômbia e República Democrática do Congo, e mesmo nessas localidades a água não é distribuída de maneira uniforme (WBCSD. 2005). A distribuição desigual da população no planeta e as altas taxas de crescimento populacional em certas regiões revelam que mais de um bilhão de pessoas sofrem com a escassez de água potável e 2,4 bilhões vivem sem saneamento básico. Esse desequilíbrio na distribuição do recurso hídrico não ocorre somente pela escassez de água, mas também devido a falhas de governança em manter a qualidade dos recursos naturais e em atender as necessidades básicas da população (PAZ et al. 2000).

Apesar do Brasil ser considerado privilegiado em recursos hídricos, muitas regiões já sofrem conflitos relacionados à qualidade, quantidade e déficit de oferta de água potável, principalmente em regiões mais secas como o Nordeste e áreas

urbanas com maior concentração populacional como a Região Metropolitana de São Paulo. Concentrando 8% das reservas mundiais de água potável e 13% do potencial de água de superfície do planeta, sustentava-se a ideia de que esse recurso era inesgotável no Brasil, no entanto, a distribuição desigual nas regiões do país, as altas taxas de desperdício de água por uso predatório e irracional e o aumento no consumo de água devido ao crescimento populacional, uso na agricultura, produção animal e industrial ao longo dos anos tem causado situações de escassez e estresse hídrico em diversas localidades (MAIA NETO, 1997; GLEICK, 2000; PERRY, 2007).

### **3.1.1 Bacias Hidrográficas**

No Brasil a gestão dos recursos hídricos é baseada no recorte territorial das bacias hidrográficas, um modelo de gestão dos recursos que vincula o desenvolvimento social e econômico com a proteção dos ecossistemas naturais, considerando todas as formas de uso do solo e da água na região de uma bacia hidrográfica ou aquífero de águas subterrâneas, desde a precipitação até o escoamento dos rios, infiltração no solo e recarga dos lençóis freáticos (ANA, 2011).

Atualmente o território brasileiro é dividido em 12 grandes regiões hidrográficas, definidas pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) na Resolução nº 32 de 2003, que considera semelhanças naturais, sociais e econômicas para realizar o planejamento e gerenciamento desses recursos pelos comitês de bacias hidrográficas (ANA, 2011).

Os comitês de bacias hidrográficas são grupos de gestão compostos por representantes do poder público, sociedade civil e usuários da água. Esses comitês avaliam, por meio de discussões e negociações, os interesses sobre os diversos usos das águas nas bacias hidrográficas, ao passo que possuem poder de decisão na elaboração das políticas de gestão e nos conflitos pelo uso da água (ANA, 2011).

### **3.1.2 Usos múltiplos da água**

Os ambientes aquáticos são utilizados com diferentes finalidades, dentre elas, o abastecimento de água para uso doméstico e industrial, a geração de energia, a irrigação, pesca, a aquicultura, a harmonia paisagística, dessedentação de animais, preservação da fauna e da flora, diluição e transporte de dejetos, entre outros (MORAES; JORDÃO, 2002). Os recursos hídricos podem ser utilizados de duas formas, consuntiva e não consuntiva, em função da quantidade hídrica demandada e

das perdas qualitativas e quantitativas que ocorrem no recurso hídrico após esses usos (ESTEVES, 1998).

O uso consuntivo é aquele em que após a retirada de certa quantidade de água do manancial e posterior utilização desse recurso, ele é devolvido em menor quantidade e/ou com qualidade inferior, causando prejuízos quali-quantitativos no ecossistema, como a escassez de água, poluição hídrica e contaminação, sendo representado principalmente pela irrigação (63%), abastecimento humano (18%), setor industrial (14%) e uso animal (5%). O uso não consuntivo utiliza a água no próprio manancial, sem que haja necessidade de retirá-la do sistema de captação, ou nos casos onde há captação, ela é devolvida integralmente ao mesmo, sendo representado principalmente pelos usos na navegação, diluição de efluentes tratados, geração de energia elétrica, preservação da fauna e flora, recreação, lazer, e harmonia paisagística (REBOUÇAS, 2002; CARVALHO et al., 2007).

### **3.1.3 Classificação dos Recursos Hídricos no Brasil**

Após a instituição da Política Nacional do Meio Ambiente (Lei 6938/81) visando a garantia da preservação ambiental, e por meio do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), são estabelecidos diversos parâmetros sobre a qualidade das águas, inicialmente por meio da Resolução CONAMA 20/86, posteriormente alterada pela Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005). Esses critérios incluem parâmetros e indicadores que tem finalidade de proteção à saúde, ao bem-estar humano e ao equilíbrio dos ecossistemas aquáticos, fixando metas para os usos múltiplos da água e diretrizes para a utilização e o enquadramento dos corpos d'água (DINIZ et al., 2006).

A Resolução CONAMA 357/05, em seu Artigo 3º, define que os corpos hídricos são classificados em águas doces (salinidade  $\leq 0,5\%$ ), salobras (salinidade  $> 0,5\%$  e  $< 30\%$ ) e salinas (salinidade  $\geq 30\%$ ), sendo classificadas segundo a qualidade requerida para seus usos preponderantes em treze classes de qualidade. O enquadramento dos corpos hídricos é o estabelecimento de uma meta ou objetivo de qualidade de água (classe) que deve ser alcançado ou mantido em determinado corpo d'água, de acordo com seus usos pretendidos, ao longo do tempo (BRASIL, 2005).

No Artigo 4º, Seção I, são definidas as cinco classes de qualidade para a classificação das águas doces no Brasil (BRASIL, 2005):

- **Classe Especial**, águas destinadas: (a) ao abastecimento para consumo humano, após desinfecção; (b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; (c) à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
- **Classe 1**, águas destinadas: (a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; (b) à proteção das comunidades aquáticas; (c) à recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho), conforme CONAMA 274/00; (d) à irrigação de hortaliças consumidas cruas e de frutas (rente ao solo) e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; (e) à proteção das comunidades aquáticas em terras Indígenas.
- **Classe 2**, águas destinadas: (a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; (b) à proteção das comunidades aquáticas; (c) à recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho), conforme CONAMA 274/00; (d) à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas, parque e jardins e outros com os quais o público possa vir a ter contato direto; (e) à aquicultura e à atividade de pesca.
- **Classe 3**, águas destinadas: (a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; (b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; (c) à pesca amadora; (d) à recreação de contato secundário; (e) à dessedentação de animais.
- **Classe 4**, águas destinadas: (a) à navegação; (b) à harmonia paisagística.

### 3.2 ÁGUA: SANEAMENTO BÁSICO, MEIO AMBIENTE E SAÚDE PÚBLICA:

Para a Organização Mundial de Saúde (OMS), saneamento é o controle dos efeitos nocivos para o bem estar físico, social e mental, resultantes de ações humanas, sendo caracterizado por ações socioeconômicas que tentam prevenir ou inibir a ocorrência de endemias ou epidemias veiculadas pelo meio ambiente, com o objetivo de manter a saúde e o bem-estar da população (WHO, 2018).

Quando associado ao meio ambiente, o saneamento visa principalmente a construção de sistemas de infraestrutura física, educacional e legal que proporcionem o abastecimento à população com água potável de qualidade; a coleta, tratamento e disposição ambientalmente adequada dos resíduos sólidos, de águas residuárias provenientes dos esgotos domésticos, industriais e agrícolas, bem como do controle da poluição ambiental (GUIMARÃES et al., 2007).

No Brasil, grande parte dos problemas sanitários que afetam a população têm relação com o meio ambiente e à falta de saneamento básico, estando principalmente associados ao abastecimento de água, tratamento de esgotos, disposição dos resíduos sólidos e drenagem urbana. Dentre os principais problemas sanitários, podem ser citadas as doenças de veiculação hídrica, majoritariamente causadas por microrganismos como vírus, bactérias, protozoários e alguns helmintos (GUIMARÃES et al., 2007).

### **3.2.1 Padrão de potabilidade das águas**

Água potável é definida como aquela que é destinada para o consumo humano (ingestão, preparação de alimentos e higiene pessoal). Atualmente, as diretrizes para o padrão de potabilidade das águas e abastecimento público são definidos pelo Ministério da Saúde, que pela Portaria de Consolidação (PRC) nº 5 de 28 de setembro de 2017, Anexo XX, dispõe sobre os procedimentos do controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (BRASIL, 2017). Além disso dispõe que a Vigilância Sanitária Municipal é responsável por controlar as análises feitas de acordo com o tipo de abastecimento.

A água contém uma série de componentes provenientes do ambiente natural ou que foram introduzidos a partir de atividades antrópicas. Para que seja realizada a caracterização de uma água, são verificados diversos parâmetros relacionados às suas características físicas, químicas e biológicas, sendo chamados de indicadores da qualidade da água.

Para que seja considerada como água potável, a água deve atender ao padrão de potabilidade estabelecido pela Portaria, de modo que não ofereça riscos à saúde. O padrão de potabilidade é um conjunto de valores permitidos e utilizados como parâmetro da qualidade da água para consumo humano, atendendo aos padrões estabelecidos para parâmetros físicos (cor e turbidez), químicos (cloro livre e pH), microbiológicos (contagem de bactérias heterotróficas, coliformes totais e

*Escherichia coli*), organolépticos (sabor, odor e aspecto), cianobactérias, cianotoxinas e radioatividade (BRASIL, 2017)..

### 3.3 ASPECTOS FÍSICOS DA ÁGUA

Os principais aspectos físicos da água estão relacionados ao sabor e odor, cor, turbidez, presença de sólidos, condutividade elétrica e temperatura. O sabor e odor podem ser resultantes de causas naturais, como a presença de algas bactérias e fungos, matéria orgânica em decomposição, compostos orgânicos como o gás sulfídrico; ou de causas artificiais como resultado do despejo de esgotos domésticos, industriais e agrícolas (MACÊDO, 2001).

A coloração aparente da água é resultante dos processos de decomposição de matéria orgânica, principalmente de vegetais, que ocorrem no meio ambiente ou da presença de íons metálicos, como ferro e manganês, plâncton, macrófitas, despejos industriais ou material em suspensão. A turbidez é a alteração da penetração da luz na água devido a presença de partículas em suspensão, como argila, silte, substâncias orgânicas e organismos microscópicos, que provocam a difusão e absorção da luz (VON SPERLING, 2005).

A presença de sólidos na água pode ocorrer de duas formas, por sólidos em suspensão, que podem ser sedimentáveis após certo período de repouso da água ou não sedimentáveis, sendo removidos apenas após algum processo de coagulação, floculação e decantação, ou por sólidos dissolvidos. A condutividade elétrica está relacionada com a capacidade que a água possui de conduzir corrente elétrica, estando relacionada com a presença de íons dissolvidos na água (MACÊDO, 2001).

#### 3.3.1 Temperatura da Água

A intensidade de calor na água é expressa pela temperatura e é um dos parâmetros mais importantes, pois influencia em certas propriedades da água, como a densidade, oxigênio dissolvido e diminuição da solubilidade de gases na água, podendo causar impactos sobre a vida aquática e ao ecossistema. A temperatura pode variar em função de fontes naturais de calor, como a radiação (energia solar), convecção e condução ou por meio de lançamentos industriais e águas de torres de resfriamento (VON SPERLING, 2005).

### 3.4 ASPECTOS QUÍMICOS DA ÁGUA

De acordo com a Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), os principais aspectos químicos da água estão relacionados à alcalinidade, dureza, oxigênio dissolvido (OD), matéria orgânica, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), presença de componentes inorgânicos e orgânicos, e pH. A alcalinidade é resultante da presença de sais alcalinos, principalmente sódio e cálcio e mede a capacidade da água em neutralizar ácidos, podendo ter sabor desagradável em teores elevados. A dureza está relacionada à presença de sais alcalinos terrosos como cálcio e magnésio, podendo ocasionar em sabor desagradável e efeitos laxativos em teores elevados (BRASIL, 2014).

Oxigênio dissolvido é indispensável para os organismos aeróbios nos ecossistemas aquáticos, e sua presença na água pode variar de acordo com a altitude e temperatura, no entanto, águas com baixos teores de OD podem indicar o recebimento de matéria orgânica recente, pois o processo de decomposição desse material por bactérias aeróbias resulta em consumo e redução do OD na água (BRASIL, 2014).

A presença de matéria orgânica na água é importante para a nutrição de alguns seres heterótrofos e como fonte de sais e nutrientes para seres autótrofos, porém em grande quantidade pode resultar em alterações na cor, odor, turbidez e alto consumo de OD pelos organismos decompositores. A interação entre o consumo de oxigênio na água e o teor de matéria orgânica pode ser relacionada com a DBO, representada pela quantidade de oxigênio dissolvido que é consumido para que as bactérias aeróbias realizem a oxidação da matéria orgânica, e DQO, que é a quantidade de oxigênio necessária para a oxidação da matéria orgânica por um agente químico (BRASIL, 2014).

Outros compostos de importância que influenciam nos aspectos químicos da água estão relacionados com a presença de cloretos, ferro e manganês, nitrogênio, fósforo e fluoretos, que também podem estar presentes naturalmente na água ou serem introduzidos devido a ações antrópicas (BRASIL, 2014).

#### 3.4.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico (pH) é utilizado para medir o grau de acidez ou alcalinidade da água e de outras soluções, verificando a concentração de íons H<sup>+</sup>

dissolvidos na amostra, ao passo que quanto menor a concentração de íons H<sup>+</sup>, mais ácida é a amostra, desse modo, amostras de água com pH < 7 são consideradas ácidas e amostras com pH > 7 são consideradas alcalinas (MARQUES; LIMA, 2017).

Aguas naturais geralmente apresentam pH próximos a 7, considerado neutro, porém variações nesses valores podem ocorrer devido a presença de íons na água, que podem ser originários da dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica, fotossíntese, despejos domésticos e industriais (MARQUES; LIMA, 2017).

### 3.5 ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS DA ÁGUA

O despejo de efluentes domésticos parcialmente tratados ou *in natura* ainda é a principal influência antrópica que promove a degradação dos corpos hídricos e tem particular importância quando relacionado aos locais de captação para tratamento de água para o abastecimento humano. Esses dejetos podem conter microrganismos patogênicos provenientes de contaminação fecal e causar doenças, afetando a saúde humana. A água potável não deve conter microrganismos patogênicos, pois pode atuar como um veículo de transmissão de doenças, principalmente gastroenterites. As doenças de veiculação hídrica são em sua maioria causadas por microrganismos patogênicos encontrados nas fezes humanas e de outros animais homeotérmicos, principalmente aves e mamíferos, e podem ser transmitidas pela via fecal-oral (BRASIL, 2006).

Devido a dificuldade em realizar análises biológicas mais específicas para os diversos tipos de patógenos, o método adotado é analisar a presença desses microrganismos bioindicadores que habitam o trato gastrointestinal dos seres humanos e outros animais homeotérmicos, ao passo que a presença desses bioindicadores na água revelam a presença de contaminação fecal recente, com possível risco da presença de outros patógenos nesse local (BRASIL, 2006).

O monitoramento da qualidade microbiológica da água pode ser feito pela determinação da presença e concentração de coliformes totais e *E. coli* nas amostras, principalmente quando se trata de água potável destinada ao abastecimento humano, irrigação de alimentos e atividades de recreação (DAUD, 2017).

### 3.5.1 Coliformes Totais

O termo coliformes totais faz referência a um grande grupo de bactérias gram-negativas, com forma de bastonetes, que compartilham características parecidas. Nesse grupo estão inclusas as bactérias termotolerantes, que conseguem sobreviver em temperaturas de até 44 °C, e as de origem fecal, assim como outras espécies de bactérias que estão presentes no ambiente, solo e matéria orgânica e por isso a presença de coliformes totais em uma amostra não necessariamente pode estar relacionada com contaminação fecal, mas também com o aporte de solo e/ou matéria orgânica contendo essas bactérias no ambiente. Em laboratório, as unidades formadoras de colônias de coliformes totais podem ser identificadas pela produção de ácido e gás a partir da fermentação da lactose presente no meio ágar, quando incubados em estufa a uma temperatura de 35 a 37 °C (BRASIL, 2006).

### 3.5.2 *Escherichia coli*

*E. coli* é uma espécie de bactéria gram-negativa com forma de bastonete, pertencente à família das *Enterobacteriaceae* e está entre as espécies de bactérias mais estudadas, principalmente pela sua utilização como bioindicador de contaminação fecal nas análises microbiológicas de água e de alimentos. Habitam principalmente o trato intestinal de animais homeotérmicos, incluindo os seres humanos e são eliminadas em conjunto com as fezes para o ambiente pelos esgotos domésticos (BERTHE et al., 2013).

Grande parte das cepas de *E. coli* são comensais, no entanto algumas são patogênicas e causam uma variedade de doenças aos seres humanos, e estão relacionadas a diversos casos de surtos de doenças de veiculação hídrica, provenientes não somente do descarte de esgoto doméstico não tratado, mas também devido ao descarte inadequado de resíduos e dejetos provenientes da agropecuária (PORMOHAMMAD et al., 2019).

Apesar da maioria das cepas de *E. coli* serem provenientes do trato intestinal de organismos homeotérmicos e conseguirem sobreviver por tempo limitado no ambiente aquático sem capacidade de se reproduzirem, estudos recentes mostram que algumas cepas dessa espécie têm se adaptado para conseguirem viver longos períodos de tempo no ambiente e com relativa capacidade de reprodução no solo e sedimento em ambientes de clima tropical e subtropical. Acredita-se que essa

adaptação é proveniente de expressões genéticas que favoreceram a adaptação dessas cepas a esses ambientes (ISHII; SADOWSKY, 2008).

A sobrevivência e possível crescimento da *E. coli* em ambientes naturais pode ser influenciada por fatores abióticos, como temperatura, disponibilidade de água e nutrientes, pH e radiação solar, e bióticos, como a presença de outros microrganismos e formação de biofilmes nesses ambientes. A temperatura é provavelmente o fator de influência mais importante na sobrevivência dessas bactérias no ambiente aquático, pois apesar de sua temperatura ótima de crescimento no trato intestinal ser entre 36 - 40°C, elas conseguem sobreviver em águas com variações de temperaturas mais baixas (ROCHELLE-NEWALL et al., 2015).

Devido à sua presença no intestino dos seres humanos e outros animais homeotérmicos, a *E. coli* sempre está sujeita à interação com antibióticos provenientes do uso na medicina humana ou veterinária para o tratamento enfermidades, causando uma pressão de seleção e levando ao aparecimento de cepas resistentes com padrões de resistência que podem ser diferentes devido ao tipo de antibiótico utilizado na terapêutica das doenças (TENAILLON et al., 2010; LOOFT et al., 2012).

## 3.6 RESISTÊNCIA BACTERIANA

### 3.6.1 Antibióticos

Antibióticos são uma classe de fármacos utilizados no tratamento de doenças infecciosas, mas que possuem diferenças entre si quanto a suas propriedades físicas, químicas, farmacológicas e em seus mecanismos de ação no combate às bactérias (BAPTISTA, 2013). Eles podem ser classificados de três maneiras distintas, quanto a: (1) sua origem, que pode ser natural, quando obtido a partir de um organismo vivo; semissintético, quando substâncias de origem natural são submetidas a algum processo laboratorial; ou sintéticos, quando todos seus componentes são produzidos em laboratório; (2) suas ações sobre as células bacterianas; (3) seus mecanismos farmacodinâmicos (KUMMERER, 2004).

A maioria dos antibióticos são de origem natural e semissintética, sendo os principais classificados em grupos como os  $\beta$ -lactâmicos (penicilinas, cefens, penems e monobactâmicos), tetraciclina, aminoglicosídeos, macrolídeos,

peptídicos cíclicos, estreptograminas, rifamicinas, entre outros. Já os de origem sintética são principalmente classificados em sulfonamidas, fluoroquinolonas e oxazolidinonas (GUIMARÃES et al., 2010; TORTORA et al., 2017).

A ação do antibiótico sobre as células bacterianas pode ocorrer de forma bacteriostática, quando apenas inibe o crescimento bacteriano, dificultando sua proliferação e deixando com que o sistema imune atue na eliminação das bactérias presentes; e de forma bactericida, quando ele mata a bactéria mas não promove a destruição de sua célula, no entanto alguns bactericidas também possuem efeito bacteriolítico, promovendo a desintegração da parede celular bacteriana. Os mecanismos farmacodinâmicos dos antibióticos podem atuar inibindo a síntese de parede celular, a síntese proteica, e a síntese de ácidos nucleicos, mas também podem promover a desorganização da membrana celular ou interferir nos processos do metabolismo celular bacteriano. (GUIMARÃES et al., 2010; TORTORA et al., 2017).

### **3.6.2 Aspectos genéticos e bioquímicos da resistência bacteriana**

A utilização extensiva de antibióticos na aquicultura, horticultura e no tratamento de infecções bacterianas em humanos e animais fez com que a resistência bacteriana se tornasse um problema significativo na área da saúde. Apesar da presença de genes de resistência nas bactérias não ser algo novo e ocorrer naturalmente, estudos evidenciam que esse processo tem sofrido uma rápida aceleração, pressionada principalmente pelo uso de antibióticos em larga escala, tendo como consequência a adaptação de bactérias que desenvolveram a capacidade de resistir ou escapar dos efeitos inibitórios dos antibióticos (SCHWARZ et al. 2006). Certas espécies de bactérias também desenvolveram resistências múltiplas a diversas classes de antibióticos, que resultou em um novo perfil de pacientes com infecções causadas por bactérias multirresistentes, dificultando o tratamento desses enfermos (MAGIORAKOS et al, 2012).

A resistência bacteriana a antibióticos pode ser intrínseca ou adquirida. A intrínseca é uma característica específica do gênero ou espécie da bactéria, geralmente relacionada à uma questão funcional da célula ou estrutural, pela presença ou ausência de componentes estruturais na célula bacteriana, fazendo com que elas sejam naturalmente resistentes ao mecanismo de ação do antibiótico. A adquirida está relacionada ao desenvolvimento de mecanismos resistentes a ação

de certos grupos de antibióticos, devido a mutações no material genético da bactéria, que podem ocorrer durante o processo de replicação celular ou induzidas por agentes mutagênicos como radiações; ou pela aquisição de material genético exógeno pertencente a outros microrganismos que possuem genes resistentes (plasmídeos e transposons) que podem ser trocados entre bactérias pertencentes a diferentes linhagens filogenéticas, podendo ocasionar no aparecimento de cepas multirresistentes no meio ambiente (WELLINGTON et al. 2013; JANG et al., 2015).

Os principais mecanismos bioquímicos de resistência aos antibióticos podem ocorrer por meio da: (1) inativação enzimática do antibiótico, a partir da produção de enzimas que degradam ou inativam o fármaco, como por exemplo a produção de  $\beta$ -lactamase que hidrolisa o anel  $\beta$ -lactâmico das penicilinas; (2) a modificação do alvo do antibiótico; (3) bombas de efluxo, que são proteínas com a função de exportarem o antibiótico para o meio extracelular, mantendo baixas concentrações intracelulares do mesmo; (4) alteração da permeabilidade da membrana, dificultando a penetração dos fármacos pela membrana celular; e (5) formação de biofilmes que protegem os microrganismos da ação de antibióticos (GUIMARÃES et al., 2010; BAPTISTA, 2013).

### **3.6.3 Resistência bacteriana na Saúde Pública**

Uma bactéria é clinicamente definida como resistente a um antibiótico quando, após a utilização da dosagem recomendada do antimicrobiano, ele não é efetivamente capaz de inibir o crescimento bacteriano nem de neutralizar a infecção. Os casos de resistência bacteriana são um problema de saúde pública que tem aumentado ao longo dos anos e está principalmente ligado ao uso e descarte incorreto dos antibióticos, que acarretam no aumento da complexidade e dos custos relacionados aos tratamentos médicos dos pacientes (KATZUNG et al. 2018; ADOPT AWARE, 2020).

Outras questões importantes estão relacionadas à prescrição excessiva ou incorreta por parte dos profissionais de saúde; ao não cumprimento da prescrição e interrupção do tratamento com antibióticos por parte dos pacientes, principalmente ligado à incompreensão do tratamento; ao uso excessivo na pecuária e aquicultura; à falta de acesso a condições ideais de higiene e saneamento básico e dificuldades no controle de infecções em clínicas e hospitais (MARTIN et al., 2015; HAQUE et al., 2018).

Os estudos sobre resistência a antibióticos no meio ambiente intensificaram-se, principalmente em áreas sob influência antropogênica, visto que o uso de corpos de água como receptáculos para efluentes urbanos aumentou com o crescimento da população, agravando as condições sanitárias em diversas comunidades humanas. Os ambientes aquáticos são especialmente suscetíveis à pressão seletiva proveniente dessas atividades antropogênicas, ao passo que os resíduos de antibióticos podem atingir os corpos d'água, seja pelo descarte inadequado ou pelos dejetos provenientes do esgoto doméstico. Assim, esses ambientes naturais têm sido considerados como reatores genéticos bacterianos, nos quais a troca de material genético pode ocorrer entre as diferentes cepas bacterianas, intensificando o processo do aparecimento e dispersão de resistência bacteriana nos ecossistemas (MEIRELLES-PEREIRA et al., 2002; PETIT et al., 2014).

Após a realização de diversos estudos clínicos sobre a eficácia dos antibióticos, foi elaborado pelo Clinical and Laboratory Standards Institute um guia para a utilização de grupos de antibióticos que atuem de forma mais específica no combate às infecções bacterianas, utilizando como base a composição, o princípio ativo e a interação do antibiótico com os mecanismos de defesa e resistência que podem estar associados à espécie da bactéria causadora da infecção (CLSI, 2017).

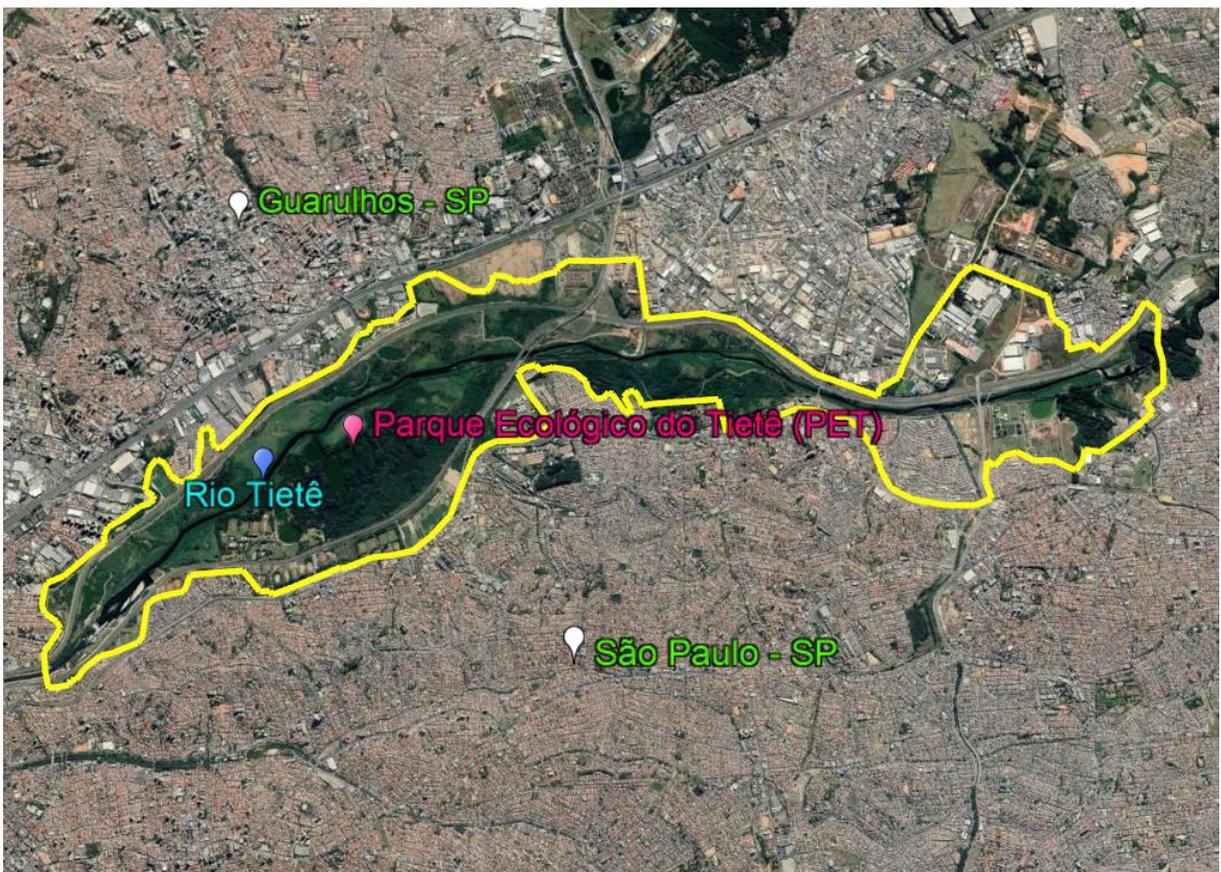
A resistência bacteriana é considerada um dos problemas de saúde pública mais urgentes do mundo, podendo causar mortes decorrentes de complicações resultantes de infecções bacterianas resistentes a antibióticos. A associação entre resistência a antimicrobianos e poluição fecal são importantes, pois facilitam o manejo dos recursos hídricos, além de fornecerem dados epidemiológicos em termos de saúde pública (BANIN et al., 2017).

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende ao Parque Ecológico do Tietê (PET), Núcleo Engenheiro Goulart, situado entre as cidades de São Paulo e Guarulhos (Figura 1), com a classificação Köppen-Geiger, do clima temperado úmido de verão quente (clima Cfa) (ROLIM et al., 2007). Pertence à sub-região Penha-Pinheiros da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, cujas águas doces superficiais são enquadradas como classe 3 segundo a Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005).

Figura 1- Área original e limite do Parque Ecológico do Tietê (PET), Núcleo Engenheiro Goulart - São Paulo, Brasil



Fonte: Adaptado do Google Earth (2019).

O PET possui uma área de 15,6 km<sup>2</sup>, distribuídos entre os Núcleos Engenheiro Goulart, Vila Jacuí e Ilha do Tamboré e é administrado pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE), órgão subordinado à Secretaria

de Saneamento e Recursos Hídricos do Governo do Estado de São Paulo, e faz parte do projeto “Parque Várzeas do Tietê”, concebido para devolver as várzeas naturais ao Rio Tietê e, conseqüentemente proteger o ecossistema e a população do entorno dos efeitos das chuvas, ao passo que essa área retém águas fluviais quando ocorrem inundações (DAEE, 2019).

Além de preservar a flora e servir de abrigo para a fauna local e migratória, dentro do parque está situado um Centro de Recuperação de Animais Silvestres (CRAS), que trata animais apreendidos ou resgatados pelos órgãos fiscalizadores (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, Polícia Militar Ambiental, Corpo de Bombeiros e o Centro de Controle de Zoonoses). O parque também proporciona aos seus usuários uma série de atividades culturais, educacionais, recreativas, esportivas e de lazer, recebendo mensalmente uma média de 330 mil visitantes (DAEE, 2019).

#### 4.2 COLETA E PROCESSAMENTO DAS AMOSTRAS

As amostras de água destinadas às análises das variáveis físico-químicas e microbiológicas de coliformes totais e *Escherichia coli* foram coletadas mensalmente, durante os meses de janeiro a dezembro de 2019, totalizando 12 coletas, em três pontos distintos do PET (P1, P2 e P3) ( Figura 2).

Os pontos de coleta foram georreferenciados e identificados como:

P1 - Ponto de distribuição de água destinada ao consumo humano, proveniente do sistema de tratamento e distribuição convencional realizado pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) na cidade de São Paulo, situado próximo à região da sede do parque (23°29'33.46"S, 46°31'16.12"O);

P2 - Lagoa principal do parque e região de recreação de contato secundário da população, por meio da utilização de pedalinhas (23°29'37.59"S, 46°31'28.22"O);

P3 - local de conexão entre a Lagoa principal e o Rio Tietê, por meio de um extravasor, localizado próximo a uma das trilhas do parque, que atua como um vertedouro que drena a água do Rio Tietê nas épocas de cheia ou inundação (23°29'14.66"S, 46°31'26.57"O) (Figura 3).

Figura 2 - Localização e identificação dos pontos de coleta das amostras de água no Parque Ecológico do Tietê (PET). P1 - Ponto de distribuição de água potável da rede de distribuição da Sabesp; P2 - Lagoa principal do parque e região de recreação com pedalinhos; e P3 - local de conexão entre a Lagoa principal e o Rio Tietê, Estado de São Paulo, Brasil

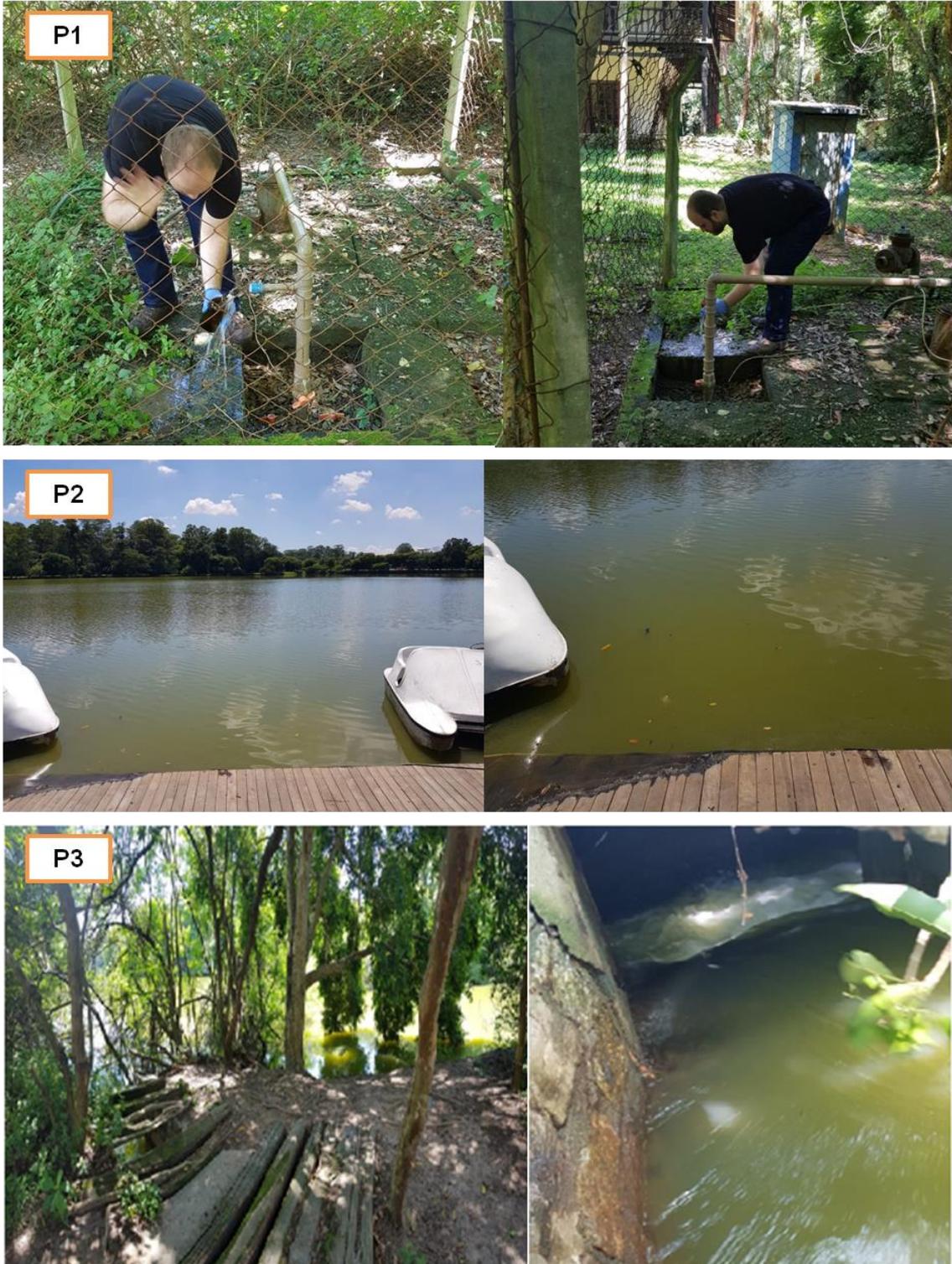


Fonte: Adaptado do Google Earth (2019).

As coletas das amostras de água foram feitas com auxílio de frascos de vidro ambar estéreis (500 mL), onde no P1 foram coletadas diretamente da torneira e nos P2 e P3 foram coletadas a uma profundidade de 20 cm da superfície da lagoa principal.

Posteriormente as amostras foram acondicionadas em caixa térmica em temperatura de  $-4,0\text{ }^{\circ}\text{C}$  e transportados para o Laboratório de Microbiologia da Universidade Brasil - Campus Itaquera, onde posteriormente foram realizadas as análises microbiológicas em um período máximo de 3 horas, conforme manual APHA (2005).

Figura 3 - Área do entorno dos pontos de coleta das amostras de água no Parque Ecológico do Tietê (PET). P1 - Ponto de distribuição de água potável da rede de distribuição da Sabesp; P2 - Lagoa principal do parque e região de recreação com pedalinhos; e P3 - local de conexão entre a Lagoa principal e o Rio Tietê, Estado de São Paulo, Brasil



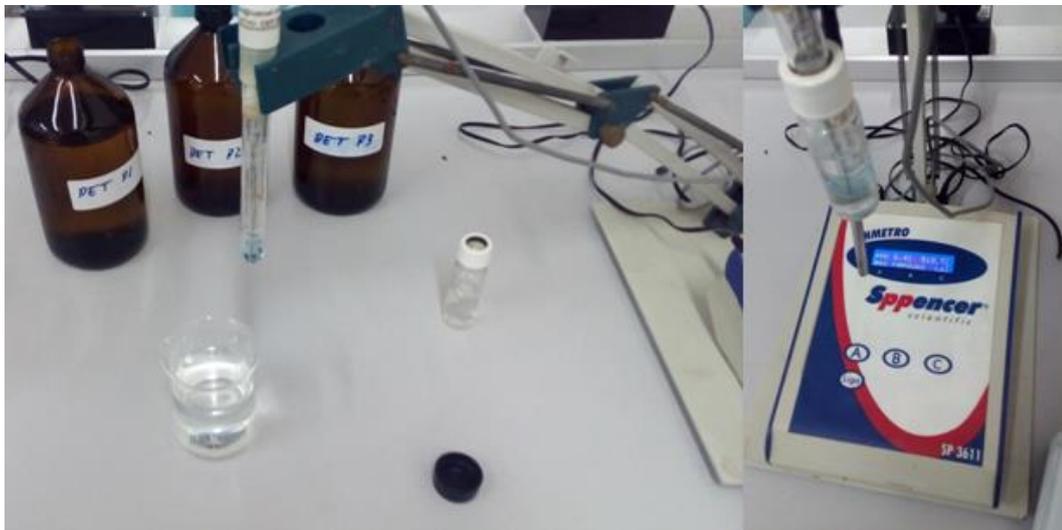
Fonte: Autoria própria.

### 4.3 DETERMINAÇÃO DA PLUVIOSIDADE E DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS

Os índices de pluviosidade foram obtidos no site do Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN), utilizando dados do Posto Cangaíba, nº 355030886A (23°29'56.5"S, 46°29'45.7"W), localizado nas proximidades do PET. Foram contabilizados o valor de precipitação mensal e o valor de precipitação dos últimos sete dias anteriores à realização das coletas (CEMADEN, 2020).

A temperatura ambiente e da água dos pontos de coleta foi mensurada *in loco* por meio da utilização de um termômetro digital portátil da marca Incotherm, em horário das 14:00 às 15:00 horas, enquanto que, o potencial hidrogeniônico (pH) foi determinado no Laboratório de Microbiologia com o auxílio de um medidor de pH de bancada da marca Hiperquímica (Figura 4).

Figura 4 - Medidor de pH de bancada da marca Hiperquímica utilizado no processamento das amostras de água



Fonte: Autoria própria.

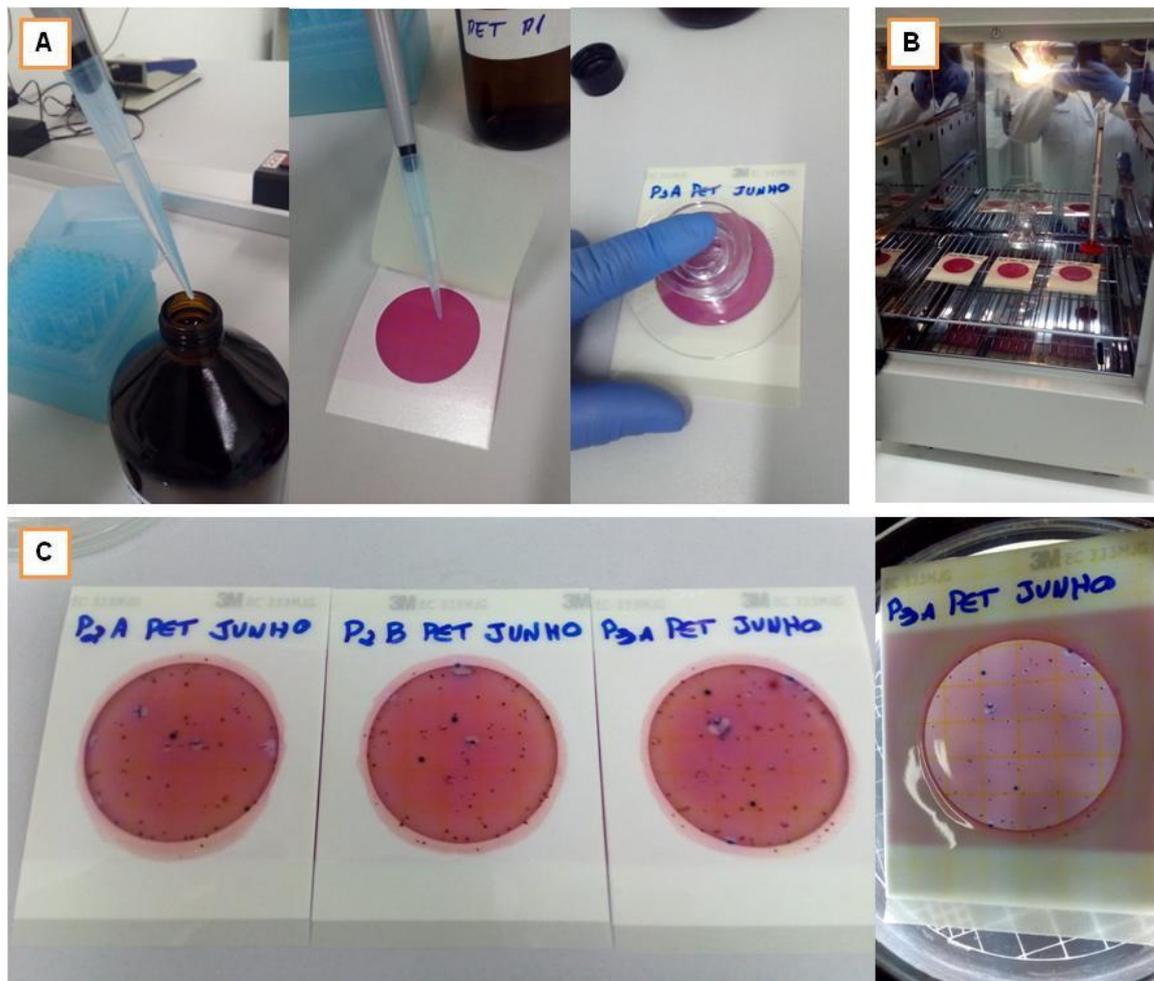
### 4.4 IDENTIFICAÇÃO E DETERMINAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E *Escherichia coli*

A identificação e avaliação da concentração de coliformes totais e de *E. coli* foi realizada por meio da inoculação de 1,0 mL de água das amostras de cada ponto, em duplicata, em placas 3M™ Petrifilm™ contendo nutrientes do meio

Vermelho Violeta Bile, para contagem de coliformes totais e *E. coli*. As placas inoculadas foram incubadas em estufa bacteriológica à temperatura de 37,0 °C, por 24 horas, para a realização da contagem de coliformes totais e, posteriormente por mais 24 horas, para a determinação e contagem de *E. coli* (Figura 5).

As contagens foram realizadas com o auxílio de um contador de colônias mecânico, e seguiram as indicações do Guia de Interpretação 3M™ Petrifilm™ para contagem de coliformes totais e *E. coli* (3M do Brasil Ltda, 2019), no qual foram identificadas e contabilizadas as respectivas Unidades Formadoras de Colônias (UFC) (Figura 5).

Figura 5 - Método de identificação e avaliação da concentração de coliformes totais e *E. coli*. (A) Inoculação da amostra de água em placa 3M™ Petrifilm™; (B) Incubação em estufa bacteriológica à temperatura de 37°C por 24 e 48 horas; (C) Contagem das Unidades Formadoras de Colônias (UFC) de coliformes totais e *E. coli*



Fonte: Autoria própria.

#### 4.5 PERFIL DE RESISTÊNCIA A ANTIBIÓTICOS

O perfil de resistência a antibióticos dos microrganismos foi determinado pelo método de antibiograma de disco-difusão, proposto inicialmente por Kirby-Bauer (BAUER et al. 1966) e recomendado pelo CLSI (2017). Os microrganismos identificados como *E. coli* foram inoculadas em placas de Petri (60x15 mm) em meio ágar *Mueller Hinton* e incubadas a 37,0 °C em estufa bacteriológica por 24 horas. A seguir, com o auxílio de uma alça de platina, as amostras de *E. coli* foram dissolvidas em tubos de ensaio contendo água deionizada até a obtenção de turvação conforme a escala 0,5 de Mac Farland. Com o auxílio de um swab estéril, os isolados foram distribuídos uniformemente em placas de Petri (90x15 mm) contendo 20 mL de ágar *Mueller Hinton* (Figura 6).

Para realização do perfil de resistência a antibióticos foram escolhidos 10 ativos de antibióticos (Tabela 1), na forma de discos para antibiograma da marca CECON (Centro de Controle e Produtos para Diagnóstico), que são utilizados na medicina para o tratamento de infecções causadas por *E. coli*.

Tabela 1 - Antibióticos e padrão interpretativo do diâmetro do halo de inibição utilizados na prova de resistência a antibióticos dos isolados de *Escherichia coli* da água do Parque Ecológico do Tietê - SP.

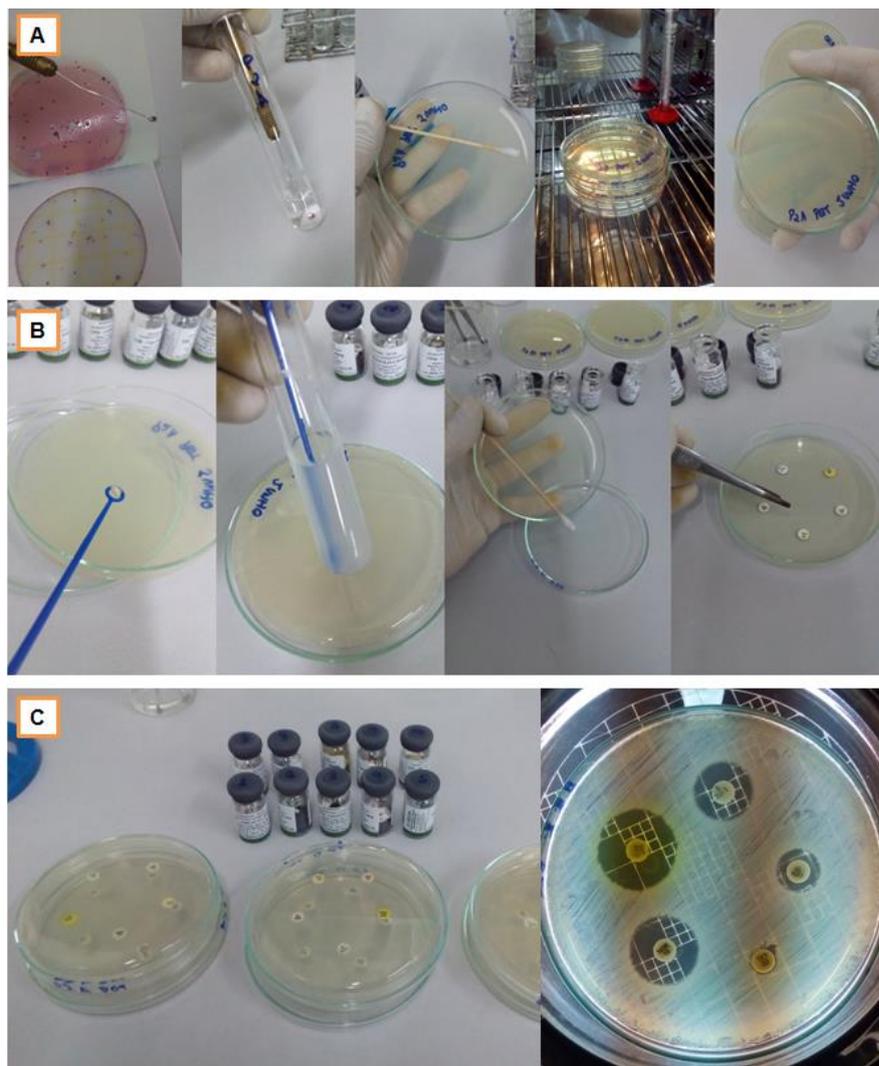
Antibiótico	Sigla	Concentração do Disco	Padrão Interpretativo do Halo de Inibição (mm)		
			Resistente	Intermediária	Sensível
Amicacina	AMI	30µg	≤14	15 a 16	≥17
Amoxicilina	AMC	20/10µg	≤14	15 a 18	≥19
Cefepima	COM	30µg	≤18	-	≥25
Ciprofloxacina	CIP	30µg	≤21	22 a 25	≥26
Eritromicina	ERI	15µg	≤13	14 a 22	≥23
Gentamicina	GEN	10µg	≤12	13 a 14	≥15
Levofloxacina	LVX	5µg	≤16	17 a 20	≥21
Nitrofurantoína	NIT	300µg	≤14	15 a 16	≥17
Norfloxacina	NOR	10µg	≤12	13 a 16	≥17
Tetraciclina	TET	30µg	≤11	12 a 14	≥15

Fonte: Adaptado do CSLI (2017).

Com o auxílio de uma pinça estéril, os discos para antibiograma foram aplicados nas placas de Petri inoculadas e foram incubadas em estufa bacteriológica

durante 24 horas a 37 °C, com posterior leitura do diâmetro dos halos de inibição formados (Figura 6). Os diâmetros dos halos foram medidos com o auxílio de um paquímetro e os resultados foram interpretados com base nos critérios estabelecidos pelo CLSI (2017), que classifica o perfil de cada isolado em sensível, intermediário e resistente (Tabela 1).

Figura 6 - Método de antibiograma de disco-difusão, proposto inicialmente por Kirby-Bauer, (A) Isolados de *E. coli* inoculados em ágar Ágar *Mueller Hinton* e incubadas a 37° C por 24 horas em estufa bacteriológica; (B) *E. coli* dissolvidas em água deionizada conforme a escala 0,5 de Mac Farland e inoculadas em placas de Petri contendo ágar *Mueller Hinton* e aplicação dos discos de antibiograma; (C) Incubação em estufa bacteriológica à temperatura de 37°C por 24 horas e posterior leitura do diâmetro dos halos de inibição



Fonte: Autoria própria.

O índice de resistência múltipla a antibióticos (IRMA) foi calculado conforme a metodologia descrita por Kruperman (1983). Este índice é determinado pela relação entre o número de antibióticos ao qual o isolado da amostra foi resistente e o número total de antibióticos testados. Desse modo, isolados que apresentaram IRMA superior a 0,2 foram considerados como multiresistentes. Para a realização do IRMA, *E. coli* isoladas que apresentaram resistência intermediária aos antibióticos também foram consideradas como resistentes.

#### 4.6 ANÁLISE DOS RESULTADOS

O programa bioestatístico Paleontological Statistics (PAST) 4.05, tendo como referência o manual de utilização do programa desenvolvido por Hammer (2001), foi utilizado para realização das análises estatísticas. Foram realizados modelos de regressão linear para verificar variações sazonais entre as variáveis no qual, para uma padronização mais precisa na realização dessas análises, os 12 meses do ano de 2019 foram divididos em quatro estações distintas, verão (janeiro, fevereiro e março), outono (abril, maio e junho), inverno (julho, agosto e setembro) e primavera (outubro, novembro e dezembro).

Também foi realizada a análise multivariada dos fatores ambientais (temperatura, pH e pluviosidade) e microbiológicos (concentração de coliformes totais e *E. coli*) por meio da Análise de Componentes Principais (ACP), para que os dados fossem representados por 2 componentes principais (eixos) em uma representação gráfica 2D Biplot. A ACP foi utilizada como ferramenta para analisar a correlação entre as variáveis medidas, a fim de verificar se são correlacionadas de maneira positiva, negativa ou neutra entre si. Devido à presença de valores brutos com diferentes escalas, foi realizada a padronização e transformação dos dados para que houvesse igualdade no peso das variáveis, utilizando a Equação 1.

$$Z \text{ (valor padronizado)} = \frac{\text{Escore bruto} - \text{média aritmética}}{\text{Desvio padrão}} \text{ (Equação 1)}$$

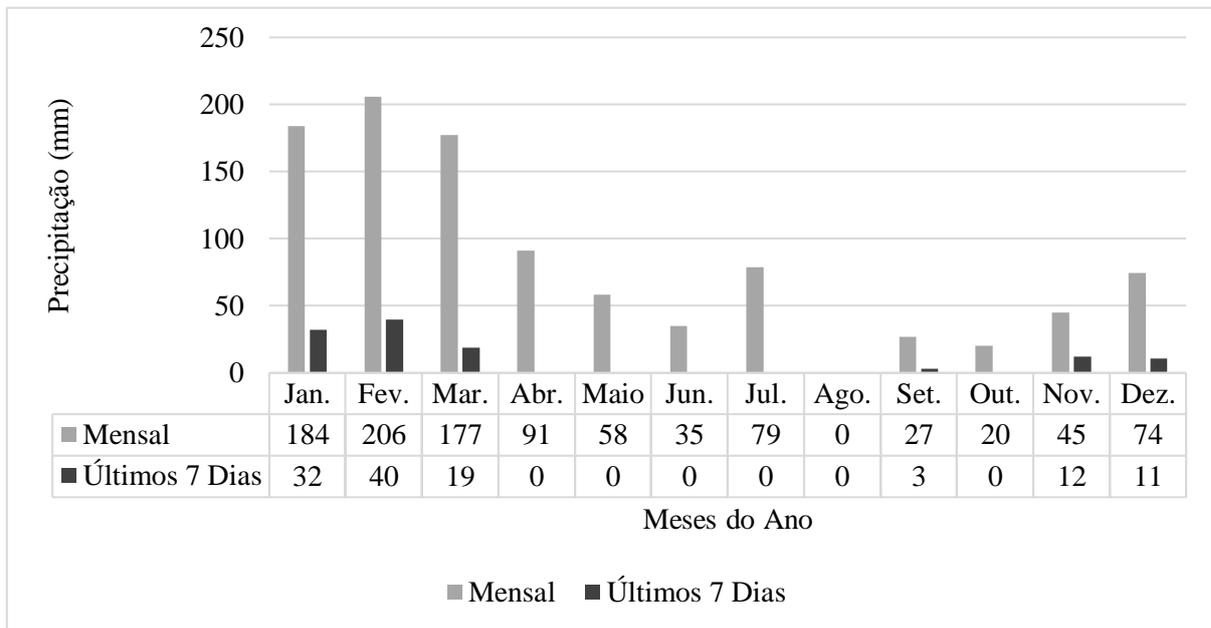
Para a prova de resistência a antibióticos utilizou-se como método estatístico a análise descritiva com porcentagem simples e o Índice de resistência múltipla a antibióticos (IRMA).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 PLUVIOSIDADE E VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS

A análise dos dados de precipitação pluviométrica para o Parque Ecológico do Tietê ao longo do ano de 2019 apresentou uma média mensal de precipitação de 83 mm (Figura 7). Os meses mais chuvosos foram janeiro, fevereiro e março, e os meses mais secos foram agosto, setembro e outubro. Esses valores indicam uma distribuição de chuvas irregular ao longo do ano, caracterizada por um período chuvoso, com precipitação acima da média mensal anual, com maior concentração das chuvas nos primeiros quatro meses do ano, e um período mais seco nos oito meses subsequentes.

Figura 7 - Pluviosidade no Parque Ecológico do Tietê - SP, no período de janeiro a dezembro de 2019



Fonte: Adaptado do CEMADEN (2020).

Ao longo do ano de 2019, durante a realização das coletas, foi observado no P3, local de conexão entre a Lagoa principal e o Rio Tietê por meio de um vertedouro, se havia presença ou não de fluxo de água entre a lagoa principal e o Rio Tietê. Foi identificado que quando presente, esse fluxo sempre ocorreu na direção da lagoa para o rio. Foi observado alto fluxo durante os meses de janeiro a

maio, decaindo no mês de junho e normalizando seu nível em julho, enquanto nos meses de agosto a novembro não foi observado fluxo de água no vertedouro, sendo novamente visível o fluxo de água no mês de dezembro.

A presença de fluxo de água no vertedouro e o fato dele sempre ser visualizado no sentido da lagoa para o rio pode ser explicado pelas datas de realização das coletas, sempre na última semana de cada mês, e estar relacionada ao escoamento de água da lagoa devido à retenção de água proveniente das chuvas e do extravasamento da várzea do rio nas semanas que antecederam as coletas.

A temperatura ambiente do Parque Ecológico do Tietê (PET) no período analisado variou de 25,0 °C (novembro), a 36,6 °C (dezembro), com uma média anual de 30,2 °C. As temperaturas da água nos pontos de coleta variaram de acordo com sua localidade: No P1, a temperatura no entorno variou de 19,9 °C (maio, julho e agosto), a 26,0 °C (fevereiro), com uma média de 22,5 °C. Na lagoa principal do parque (P2), a menor temperatura registrada foi de 21,0 °C (junho) e a maior foi de 30,3 °C (janeiro), com uma média de 25,4 °C. No local de conexão da lagoa principal com o Rio Tietê (P3) obteve-se uma variação de 21,0 °C (agosto) a 31,4 °C (janeiro) com uma média de 25,7 °C (Tabela 2).

A temperatura ambiente variou de acordo com o clima e a sazonalidade da área de estudo durante o período analisado. As amostras do P1 apresentaram o menor valor médio de temperatura da água, pois compreendem a água da rede de distribuição subterrânea, no qual a profundidade e o grau geotérmico não exercem influência sobre a temperatura. Esse ponto está situado em local arborizado onde o solo recebe pouca iluminação direta não influenciando na variação térmica.

As amostras dos pontos P2 e P3 apresentaram médias similares e mais elevadas de temperatura da água, pois esses pontos estão situados em um ecossistema lacustre, caracterizado por apresentar uma estratificação de temperatura bem definida ao longo da coluna da água. Nesse ambiente, a temperatura da água superficial tem influência da radiação solar e das condições atmosféricas, aumentando durante o dia e decrescendo durante a noite (ABBASI et al., 2016).

Segundo Sugirtharan et al. (2017), que estudaram as dinâmicas temporais e espaciais da qualidade da água na Lagoa Estuarina Batticaloa, no Sri Lanka, observaram que a temperatura da água é uma importante variável ambiental e fator

limitante nos ecossistemas aquáticos. Essa variável afeta o metabolismo, crescimento, alimentação, reprodução e distribuição de diversos organismos que dependem desses ambientes.

Tabela 2 - Temperatura ambiente e temperatura da água, em °C, nos pontos de coleta do Parque Ecológico do Tietê - SP, no período de janeiro a dezembro de 2019. P1 - Ponto de distribuição de água potável da Sabesp; P2 - Lagoa principal do parque e região de recreação com pedalinhos; e P3 - local de conexão entre a Lagoa principal e o Rio Tietê

Mês	Temperatura (°C)			
	Ambiente	P1	P2	P3
Janeiro	33,20	25,40	30,30	31,40
Fevereiro	32,50	26,00	30,10	31,00
Março	33,30	25,50	28,10	29,50
Abril	33,80	24,20	25,70	26,00
Maio	26,00	19,90	24,00	23,80
Junho	26,30	20,30	21,00	21,90
Julho	26,20	19,90	24,00	23,80
Agosto	26,00	19,90	21,70	21,00
Setembro	32,50	20,90	25,20	26,30
Outubro	31,30	20,50	24,90	24,50
Novembro	25,00	22,80	22,90	23,10
Dezembro	36,60	25,50	27,00	26,30
<b>Média</b>	<b>30,23</b>	<b>22,57</b>	<b>25,41</b>	<b>25,72</b>
<b>Desvio Padrão</b>	<b>4,02</b>	<b>2,58</b>	<b>3,01</b>	<b>3,41</b>

Fonte: Autoria própria.

A variação do pH da água nos pontos de coleta do parque durante o período analisado foi de 6,90 e 9,26 (Tabela 3). No P1 o maior valor do pH foi 7,81 (janeiro) e o menor foi 7,03 (abril), com uma média de 7,44 no ano. Estes valores estão dentro do padrão especificado pela Portaria de Consolidação nº 5/2017, Anexo XX, do Ministério da Saúde, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, com pH da água seja mantido na faixa de 6,0 a 9,5 nos sistemas de distribuição (BRASIL, 2017).

Na Lagoa principal do parque e região de recreação com pedalinhos (P2), o maior valor registrado do pH foi 9,26 (novembro) e o menor valor foi 7,41 (janeiro), apresentando uma média de 8,57. No local de conexão entre a Lagoa principal e o Rio Tietê (P3) o maior valor registrado foi 9,07 (março, setembro e novembro) e o menor valor foi 6,90 (janeiro), apresentando uma média durante o período analisado de 8,54. Os pontos P2 e P3 apresentaram em alguns meses valores de pH acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº274/2000 e CONAMA nº357/2005, que estipulam valores de pH entre 6,00 e 9,00 para águas doces superficiais de classe 3 (BRASIL, 2000; 2005).

Tabela 3- Potencial hidrogeniônico (pH) nos pontos de coleta do Parque Ecológico do Tietê - SP, no período de janeiro a dezembro de 2019. P1 - Ponto de distribuição de água potável da Sabesp; P2 - Lagoa principal do parque e região de recreação com pedalinhos; e P3 - local de conexão entre a Lagoa principal e o Rio Tietê

Mês	Pontos de Coleta		
	P1	P2	P3
Janeiro	7,81	7,41	6,90
Fevereiro	7,29	9,07	8,90
Março	7,03	8,76	8,72
Abril	7,27	9,10	9,07
Mai	7,32	9,21	8,92
Junho	7,61	9,01	9,03
Julho	7,43	8,01	7,51
Agosto	7,23	7,66	8,23
Setembro	7,41	8,34	9,07
Outubro	7,51	8,24	8,51
Novembro	7,68	9,26	9,07
Dezembro	7,66	8,82	8,55
<b>Média</b>	<b>7,44</b>	<b>8,57</b>	<b>8,54</b>
<b>Desvio Padrão</b>	<b>0,22</b>	<b>0,63</b>	<b>0,69</b>

Fonte: Autoria própria.

De acordo com Casale Dalla Villa e Sampaio (2016), a interpretação dos valores de pH em ambientes aquáticos é complexa, devido à quantidade de fatores que o influenciam. No entanto, indicam que com o aumento da concentração de algas e cianofíceas em lagoas, o pH tende a aumentar a alcalinidade, isso porque ao

realizarem o processo de fotossíntese, as algas retiram o gás carbônico dissolvido na água, diminuindo a acidez e aumentando o pH. A lagoa principal do PET apresentou indícios da presença de algas durante os meses de coletas, identificadas pela coloração esverdeada da água e presença de flocos de algas nas amostras de água coletadas.

## 5.2 COLIFORMES TOTAIS

Verificou-se que 64,0% (23/36) das amostras de água analisadas foram consideradas como, sendo 31,0% (11/36) provenientes do P2 e 33,0% (12/36) do P3 (Tabela 4). No P1, referente à água da rede de distribuição de água potável da Sabesp, não foi registrada a presença de coliformes totais. Esse resultado está em conformidade com o padrão microbiológico estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5/2017, Anexo XX, do Ministério da Saúde, que apresenta os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (BRASIL, 2017).

Em janeiro não foi detectada a presença de coliformes totais nas amostras de água do P2. A menor concentração de coliformes totais foi identificada em outubro (700 UFC/100 mL) e a maior em dezembro com 3200 UFC/100 mL, com uma concentração média de 1591 UFC/100 mL de coliformes totais para o P2 no ano de 2019. A concentração referente ao mês de janeiro, no qual não houve crescimento de nenhuma UFC de coliformes totais (Tabela 4), pode ser resultado do efeito de diluição na concentração bacteriana ocasionado pela alta pluviosidade nesse período (SHAMIMUZZAMAN et al., 2019).

No P3 a menor concentração ocorreu no mês de julho, com 550,0 UFC/100 mL, e a maior em agosto com 10.400,0 UFC/100 mL, com média de 2937,0 UFC/100 mL de coliformes totais para o P3 (Tabela 4). A concentração referente ao mês de agosto chama atenção devido ao alto valor na concentração de coliformes totais (10400,0 UFC/100 mL) que pode ter sido ocasionado pela baixa pluviosidade nesse período, diminuindo o efeito de diluição e aumentando a bioconcentração bacteriana nesse sistema lacustre (MOSLEY, 2015).

As Resoluções CONAMA nº274/2000 e CONAMA nº357/2005 não estabelecem um limite para as concentrações de bactérias do grupo coliforme em águas doces, pois além das espécies provenientes de contaminação fecal,

presentes no intestino humano e de outros animais homeotérmicos, também existem as bactérias de vida livre, que podem ocorrer naturalmente no solo, água, plantas e matéria orgânica em decomposição (VON SPERLING, 2007). Silva et al. (2018) analisaram a qualidade da água superficial do PET e a comunidade de aves aquáticas que habitam o local e encontraram contaminação por coliformes totais em 100% de suas amostras de água.

Tabela 4 - Concentração de coliformes totais, em UFC/100 mL, nos pontos de coleta do Parque Ecológico do Tietê - SP, no período de janeiro a dezembro de 2019. P1 - Ponto de distribuição de água potável da Sabesp; P2 - Lagoa principal do parque e região de recreação com pedalinhas; e P3 - local de conexão entre a Lagoa principal e o Rio Tietê

Mês	Pontos de Coleta		
	P1	P2	P3
Janeiro	0	0	4150
Fevereiro	0	1850	1750
Março	0	3000	5000
Abril	0	850	650
Maió	0	1800	1300
Junho	0	1400	2300
Julho	0	900	550
Agosto	0	3100	10400
Setembro	0	1050	3400
Outubro	0	700	1900
Novembro	0	1250	1950
Dezembro	0	3200	1900
<b>Média</b>	0	1591,67	2937,50
<b>Desvio Padrão</b>	0	1033,93	2699,93

Fonte: Autoria própria.

### 5.3 BACTÉRIAS *Escherichia coli*

Das amostras de água analisadas no parque, 36% (13/36) foram consideradas positivas para *Escherichia coli*, 17% (6/36) são provenientes do P2 e 19% (7/36) do P3. No P1 nenhuma amostra foi positiva para *E. coli* (Tabela 5), este resultado está de acordo com o padrão microbiológico estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5/2017, Anexo XX do Ministério da Saúde, que estabelece a

ausência de *E. coli* em amostras de 100 mL de águas tratadas para consumo humano (BRASIL, 2017). Os pontos P2 e P3 apresentaram maiores concentrações de *E. coli* nas amostras referentes aos meses de novembro (400,0 UFC/100 mL) e fevereiro, (250,0 UFC/100 mL) (Tabela 5).

Os pontos P2 e P3, localizados na Lagoa principal, são enquadrados como corpos hídricos de classe 3, que segundo a Resolução CONAMA nº357/2005 são aqueles destinados ao abastecimento humano após tratamento convencional ou avançado, à irrigação, à pesca amadora, à recreação de contato secundário e à dessedentação de animais. A concentração de *E. coli* para águas de recreação de contato secundário não deve ser superior a 2500,0 UFC/100 mL em 80,0% das amostras coletadas bimestralmente durante o período de um ano, para corpos hídricos dessa classificação (BRASIL, 2005).

Tabela 5 - Concentração de *Escherichia coli*, em UFC/100 mL, nos pontos de coleta do Parque Ecológico do Tietê - SP, no período de janeiro a dezembro de 2019. P1 - Ponto de distribuição de água potável da Sabesp; P2 - Lagoa principal do parque e região de recreação com pedalinhas; e P3 - local de conexão entre a Lagoa principal e o Rio Tietê

Mês	Pontos de Coleta		
	P1	P2	P3
Janeiro	0	0	200
Fevereiro	0	300	250
Março	0	250	200
Abril	0	0	0
Maio	0	0	0
Junho	0	200	150
Julho	0	0	0
Agosto	0	0	0
Setembro	0	0	0
Outubro	0	200	50
Novembro	0	400	100
Dezembro	0	150	50
<b>Média</b>	0	125,00	83,33
<b>Desvio Padrão</b>	0	143,81	93,74

Fonte: Autoria própria.

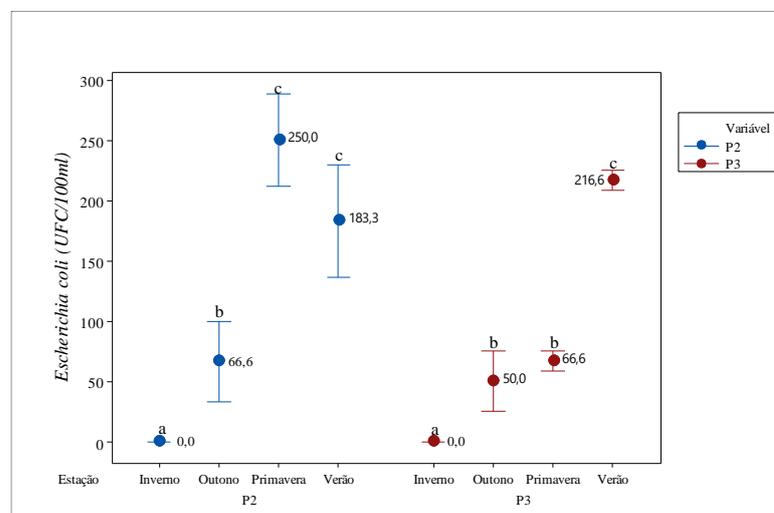
Magalhães et al. (2016) avaliaram a saúde ambiental e as condições de balneabilidade de cinco lagoas de uma região do Médio Rio Doce no Estado de Minas Gerais e constataram a presença de coliformes totais em todas as lagoas e *E. coli* em quatro delas. Os autores identificaram impactos ambientais na região, como o crescimento urbano e práticas agropecuárias sem medidas de controle ambiental e sanitário, que poderiam estar relacionados à presença destas bactérias, que são abundantes em fezes humanas e de outros animais homeotérmicos. Esses microrganismos também podem ser encontrados em esgotos, efluentes, águas naturais e solos que tenham recebido contaminação fecal recente.

A lagoa principal do PET (P2 e P3), apesar de classificada como um corpo hídrico de classe 3, apresenta condições microbiológicas similares as das águas doces destinadas à balneabilidade e consideradas como próprias para atividades de recreação de contato primária e pode ser classificada na subcategoria muito boa (BRASIL, 2000).

Segundo a Resolução CONAMA 274/2000 são consideradas como muito boas para balneabilidade as águas que apresentam no máximo 400,0 UFC/100 mL de *E. coli* em 80% ou mais de um conjunto de amostras de água obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas de um mesmo local (BRASIL, 2000).

A presença de *E. coli* na água dos pontos P2 e P3 apresentou variação sazonal quando comparada com as estações do ano (Figura 8).

Figura 8 - Concentração média de *E. coli* em UFC/100mL nos pontos P2 e P3 do Parque Ecológico do Tietê - SP durante as quatro estações do ano de 2019



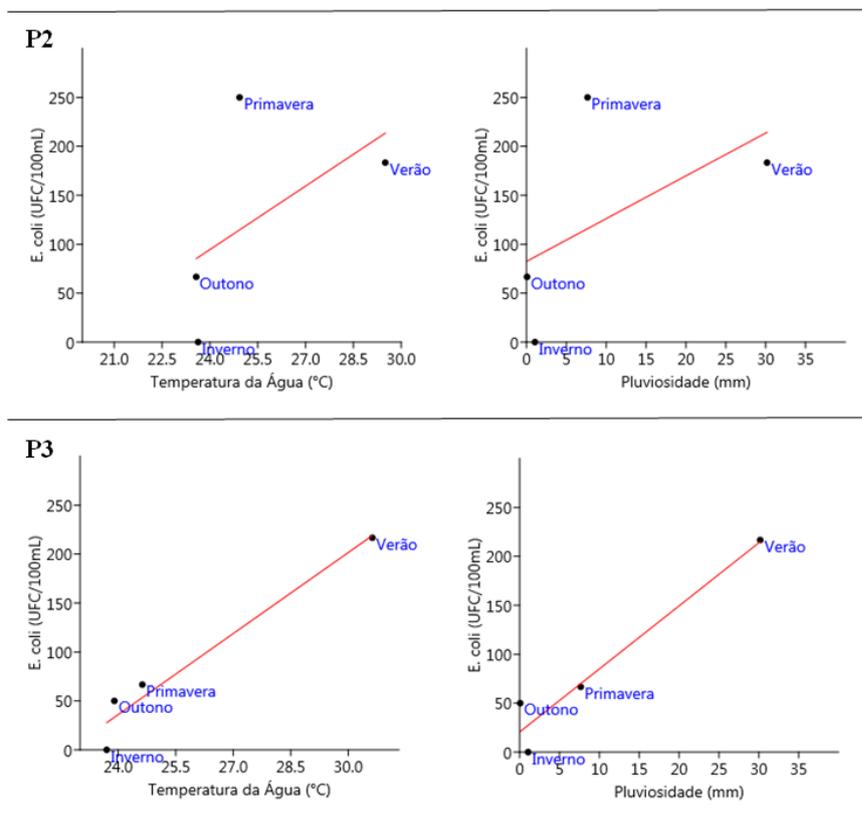
Fonte: Autoria própria.

No P2 as maiores médias de concentração de *E. coli* ocorreram na primavera (250 UFC/100 mL) e no verão (183,3 UFC/100 mL), seguidas por outono (66,6 UFC/100 mL) e inverno (0 UFC/100 mL), enquanto que no P3 ocorreram no verão (216,6 UFC/100 mL), seguido pela primavera (66,6 UFC/100 mL) e outono (50 UFC/100 mL) e inverno (0 UFC/100 mL).

Em relação à estatística (representada pelas letras "a", "b" e "c" na Figura 8), no P2 as maiores médias das concentrações de *E. coli* ocorreram na primavera ("c") e verão ("c"), seguidas pelo outono ("b") e inverno ("a"), enquanto que no P3 as maiores médias ocorreram no verão ("c"), seguido pela primavera ("b") e outono ("b") e inverno ("a").

A Figura 9 apresenta modelos lineares exploratórios que relacionam os índices de temperatura da água e pluviosidade com a presença de *E. coli* nos pontos P2 e P3, respectivamente, ao longo das estações do ano de 2019.

Figura 9 - Modelo linear que correlaciona a temperatura da água (°C) e a pluviosidade dos últimos 7 dias anteriores à coleta (mm) com a concentração média de *E. coli* (UFC/100 mL) nos pontos P2 e P3 no Parque Ecológico do Tietê - SP, durante as quatro estações do ano 2019.



Fonte: Autoria própria.

Verificou-se que tanto em P2 quanto P3, nas estações do ano onde os valores de pluviosidade e temperatura foram mais elevados (verão e primavera), as concentrações de *E. coli* também se mostraram superiores em relação aos meses que apresentaram menores valores de pluviosidade e temperatura da água (outono e inverno).

A variação das concentrações de *E. coli* devido à sazonalidade pode ser explicada pela influência causada pelos fatores ambientais de temperatura e pluviosidade. Blaustein et al. (2012) analisaram 70 artigos científicos que estudaram as taxas de sobrevivência e inativação da *E. coli* na água, onde os autores desses artigos identificaram que apesar de existirem uma série de fatores ambientais que influenciam essas taxas de sobrevivência, como o pH, salinidade, predação, suspensão de partículas e intensidade da luz solar, a temperatura da água ainda é vista como o fator principal de influência.

Scholten (2009) e Sterk et al. (2016) explicam que pluviosidade é um fator que influencia no aumento da vazão proveniente dos esgotos e o escoamento superficial, que promove o carreamento de poluentes difusos, detritos e fezes de animais da região do entorno para os corpos d'água. Pedde e Nascimento (2020) e Soares et al. (2019) também obtiveram resultados semelhantes ao do presente estudo, onde identificaram que os períodos chuvosos, com maiores índices de pluviosidade, também apresentaram maiores valores nas concentrações de *E. coli* em relação aos períodos mais secos.

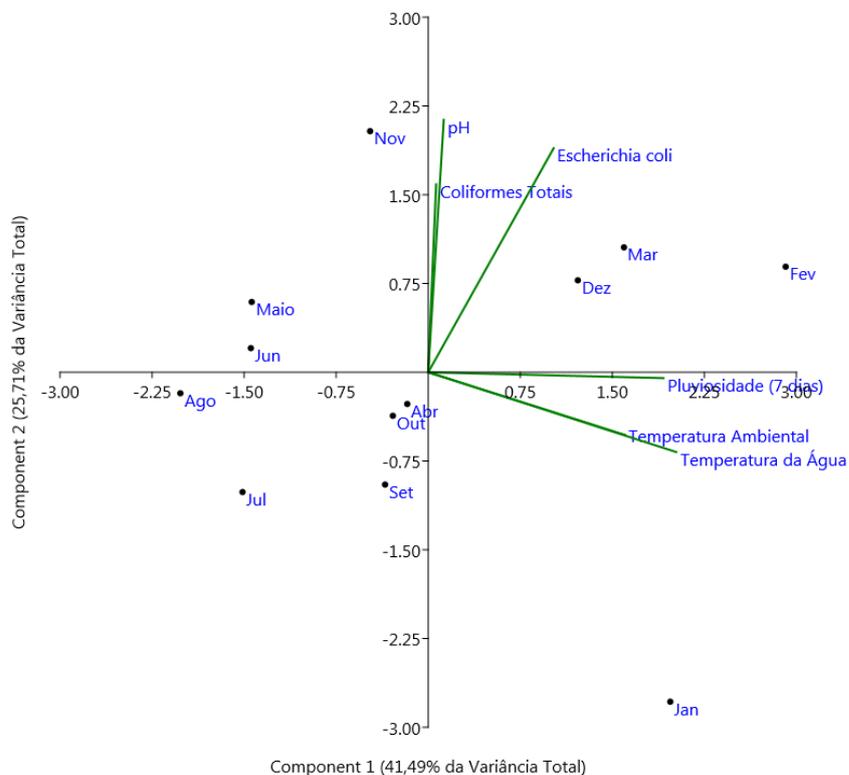
#### 5.4 ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP)

No P2, a ACP mostrou que as variáveis mais significativas que influenciaram o Componente 1 (com variância total de 41,49%, explicando a maior parcela de variância entre os componentes analisados) foram a pluviosidade dos últimos sete dias, a temperatura ambiental e a temperatura da água. Essas variáveis apresentaram alta correlação positiva, demonstrado pela formação de ângulos agudos entre os seus vetores, com sua importância para o Componente 1 representada pelo tamanho de cada vetor. As variáveis mais significativas para o Componente 2 (25,71% da variância total) foram o pH, a *E. coli* e os coliformes totais, que também apresentaram alta correlação positiva entre si (Figura 10).

No P3, após a análise preliminar dos dados e identificação de um valor outlier na variável de coliformes totais, referente ao mês de agosto, optou-se por tratar os dados realizando a substituição desse valor pelo valor da média anual registrada em 2019, para minimizar o viés do outlier na análise estatística e não comprometer os resultados da mesma.

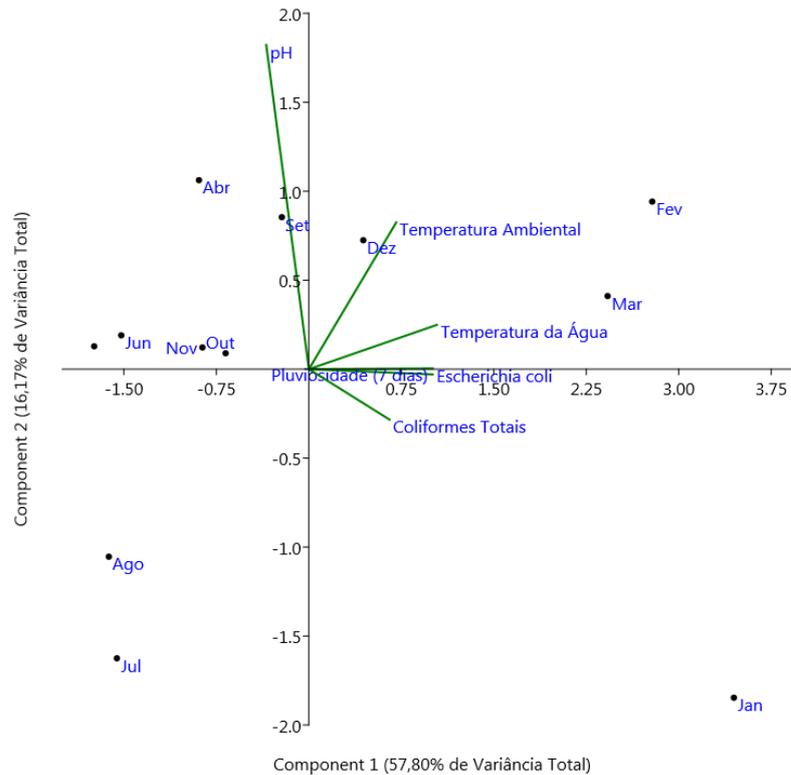
Segundo a ACP, no P3 as variáveis mais significativas que influenciaram o Componente 1 (com variância total de 57,80%) foram a pluviosidade dos últimos sete dias, a temperatura da água e a *E. coli*. Essas variáveis apresentaram alta correlação positiva entre si e mediana correlação com coliformes totais e foram as variáveis de maior importância para o Componente 1. A variável mais significativa que influenciou o Componente 2 (16,17% da Variância Total) foi o pH, que apresentou correlação mediana com a temperatura ambiental (Figura 11).

Figura 10 - Análise de Componentes Principais (ACP) das variáveis de temperatura ambiental, temperatura da água, pH, pluviosidade dos últimos 7 dias, coliformes totais e *E. coli*, referente ao P2 no Parque Ecológico do Tietê - SP, durante o ano 2019



Fonte: Autoria própria.

Figura 11 - Análise de Componentes Principais (ACP) das variáveis de temperatura ambiental, temperatura da água, pH, pluviosidade dos últimos 7 dias, coliformes totais e *E. coli*, referente ao P3 no Parque Ecológico do Tietê – SP, durante o ano 2019



Fonte: Autoria própria.

## 5.5 PERFIL DE RESISTÊNCIA A ANTIBIÓTICOS

Todas as *E. coli* isoladas das amostras de água foram submetidas ao teste de resistência a antibióticos, totalizando 22 cepas avaliadas, 50% (n=11) provenientes do P2 e 50% (n=11) do P3. Dessas cepas, 95% (n=21) apresentaram resistência a pelo menos um dos antibióticos testados, 5% (n=1) apresentou apenas resistência intermediária a um dos antibióticos e nenhuma das cepas foi sensível a todos os antibióticos.

A caracterização da resistência a antibióticos foi realizada separadamente para cada um dos pontos amostrados e a variação geral de resistência aos antibióticos está exibida na Tabela 6.

Tabela 6 -Perfil de resistência a antibióticos (%) dos isolados de *Escherichia coli* da água do Parque Ecológico do Tietê - SP, no período de janeiro a dezembro de 2019.

P2 - Lagoa principal do parque e região de recreação com pedalinhas; e P3 - local de conexão entre a Lagoa principal e o Rio Tietê

Antibiótico	P2 (n=11)			P3 (n=11)		
	Resistente	Intermediária	Sensível	Resistente	Intermediária	Sensível
Amicacina (AMI)	0 %	0 %	100 %	0,0 %	0,0 %	100 %
Amoxicilina (AMC)	55 %	18 %	37 %	27 %	9 %	64 %
Cefepima (CPM)	0 %	0 %	100 %	9 %	0 %	91 %
Ciprofloxacina (CIP)	9 %	0 %	91 %	18 %	0 %	82 %
Eritromicina (ERI)	82 %	9 %	9 %	82 %	18 %	0 %
Gentamicina (GEN)	9 %	0 %	91 %	18 %	0 %	82 %
Levofloxacina (LVX)	9 %	0 %	91 %	18 %	0 %	82 %
Nitrofurantoína (NIT)	9 %	0 %	91 %	0 %	0 %	100 %
Norfloxacina (NOR)	9 %	0 %	91 %	9 %	0 %	91 %
Tetraciclina (TET)	36 %	0 %	64 %	18 %	0 %	82 %

Fonte: Autoria própria.

Verifica-se em P2 que a maior taxa de resistência das cepas foi observada para eritromicina (82%, n=9), seguida por amoxicilina (55%, n=6) e tetraciclina (36%, n=4), e nenhuma cepa apresentou resistência a amicacina e cefepima. No P3 a maior taxa de resistência foi observada para eritromicina (82%, n=9), seguida por amoxicilina (27 %, n=3) e ciprofloxacina (18 %, n=2), e nenhuma cepa apresentou resistência a amicacina e nitrofurantoína. Nos dois pontos de amostragem da lagoa principal do parque (P2 e P3) registrou-se a predominância de resistência das cepas de *E. coli* aos antibióticos eritromicina e amoxicilina, enquanto nenhuma das cepas isoladas da água do parque apresentou resistência a amicacina.

As 22 cepas de *E. coli* isoladas foram avaliadas quanto ao índice de resistência múltipla a antibióticos (IRMA > 0,20). Constatou-se que 28 % das cepas isoladas apresentaram multirresistência aos antibióticos, com o IRMA variando entre 0,3 e 0,7 (Tabela 7).

Tabela 7. Frequência de *Escherichia coli* multirresistentes (IRMA > 0,20), isoladas da água do Parque Ecológico do Tietê - SP, no período de janeiro a dezembro de 2019.

P2 - Lagoa principal do parque e região de recreação com pedalinhos; e P3 - local de conexão entre a Lagoa principal e o Rio Tietê

Índice IRMA	P2 (n=11)	P3 (n=11)	Total (n=22)
0,1	18%	55%	36%
0,2	45%	27%	36%
0,3	27%	0%	14%
0,4	0%	0%	0%
0,5	0%	0%	0%
0,6	9%	9%	9%
0,7	0%	9%	5%

Fonte: Autoria própria.

No P2, duas cepas multiresistentes foram isoladas no mês de junho, a primeira resistente a amoxicilina, ciprofloxacina, gentamicina, levofloxacina, norfloxacina e tetraciclina, e a segunda resistente a eritromicina, nitrofurantoína e tetraciclina. Uma cepa isolada no mês de outubro apresentou multiresistência a amoxicilina, eritromicina e tetraciclina e outra cepa isolada no mês de dezembro apresentou multiresistência a amoxicilina, eritromicina e tetraciclina.

No P3, uma cepa isolada no mês de janeiro apresentou multiresistência a amoxicilina, ciprofloxacina, eritromicina, gentamicina, levofloxacina, norfloxacina e tetraciclina, e uma cepa isolada no mês de junho apresentou multiresistência a amoxicilina, ciprofloxacina, eritromicina, gentamicina, levofloxacina e tetraciclina.

Apesar do desenvolvimento de resistência bacteriana a antibióticos ser um fenômeno natural, resultante da pressão seletiva exercida pelo uso desses fármacos, nos últimos anos esse processo tem sido acelerado devido à utilização e descarte inadequado dessas substâncias no ambiente (LOUREIRO et al., 2016). Corazza et al. (2014) realizaram um levantamento de estudos em âmbito internacional apontando que o descarte incorreto de medicamentos vencidos ou

sobras, feitos pela população em geral, no lixo comum ou na rede pública de esgoto, traz consequências graves, dentre elas, os impactos na qualidade da água, na vida aquática e os efeitos sobre a saúde pública.

As elevadas frequências de resistência frente a antibióticos mais antigos (tetraciclina e amoxicilina) podem ser explicadas pela pressão de seleção exercida pelo uso frequente desses antibióticos, devido a características intrínsecas que algumas espécies de bactérias, como a *Escherichia coli*, possuem em relação aos princípios ativos dessas substâncias (PISSETTI, 2016). Com relação à amoxicilina e a cefepima, a *E. coli* pode produzir enzimas  $\beta$ -lactamases, que atuam como um mecanismo de resistência a antibióticos  $\beta$ -lactâmicos, hidrolisando o anel beta-lactâmico pela quebra da ligação amida, perdendo assim, a capacidade de inibir a síntese da parede celular bacteriana, tornando-os ineficientes no combate a essas bactérias (LEVANDOWSKI et al., 2019).

A alta taxa de resistência a eritromicina é um fato preocupante que foi discutido por Arvanitidou et al. (2001) ao analisarem a presença de cepas de *Enterococcus* sp resistentes a eritromicina em ambientes aquáticos marinhos. Essa resistência a eritromicina merece atenção por esse antibiótico, pertencente ao grupo dos macrolídeos, ser muito utilizado em centros médicos no tratamento de infecções em pacientes que são alérgicos a penicilina.

Em um estudo envolvendo o uso de antibióticos destinados ao tratamento de infecções por *E. coli* em diversos países, constatou-se que à medida que se aumenta a utilização de um antibiótico específico, o aparecimento de resistência a ele torna-se maior (CHANTZIARAS et al., 2014). Desse modo, antibióticos como amicacina, cefepima e ciprofloxacina ainda apresentam altos níveis de eficiência no combate a infecções por *E. coli*, visto que não estão amplamente disponibilizados no mercado brasileiro e são medicamentos de alto custo em relação aos mais conhecidos e de baixo valor, como a gentamicina (MACIEL et al. 2019).

Antibióticos do grupo das quinolonas, representado por antibióticos como ciprofloxacina, levofloxacina, nitrofurantoína e norfloxacina, possuem excelente atividade antibiótica contra bactérias gram-negativas como a *E. coli*. Apesar da resistência bacteriana a antibióticos desse grupo não estarem inicialmente associadas à transferência gênica, a *E. coli* possui capacidade de desenvolver resistência a esse tipo de antibiótico quando exposta a um ambiente com pressão seletiva. Devido ao fato de que as quinolonas possuem o mesmo tipo de mecanismo

de ação, a ocorrência de resistência a um desses antibióticos pode ocasionar a diminuição da suscetibilidade a outros os membros do grupo (BUSH, 2020). No estudo, mesmo que em menor proporção, foram identificadas cepas bacterianas que possuem resistência a antibióticos membros desse grupo, indicando a presença dessa resistência em ambientes aquáticos.

A variabilidade de resistência a antibióticos das cepas de *E. coli* na água do Parque Ecológico do Tietê (PET) está relacionada à contaminação de origem fecal do local, podendo ser de origem animal ou relacionada ao aporte de água proveniente do Rio Tietê durante os períodos de drenagem, podendo tornar esse ambiente em potencial fonte de contaminação por patógenos resistentes e região de disseminação de resistência bacteriana visto a alteração da microbiota nesse ecossistema aquático.

## 6 CONCLUSÃO

A qualidade microbiológica da água potável fornecida pela rede de distribuição para o Parque Ecológico do Tietê - SP é adequada para consumo humano. A condição microbiológica da água da lagoa principal do parque está de acordo com a sua classificação de corpo hídrico de classe 3, possibilitando seu uso para recreação de contato secundário, ao passo que durante o período analisado, a água da lagoa principal apresentou condição microbiológica similar a das águas doces destinadas à balneabilidade.

Os modelos lineares que relacionaram os índices de temperatura da água e pluviosidade com a concentração de *E. coli* evidenciaram correlação positiva onde as estações de verão e primavera apresentaram maiores concentrações de *E. coli* na água em relação ao outono e inverno. A alta taxa de resistência de *E. coli* na água do PET perante aos ativos de antibióticos testados demonstra que o aporte dessas substâncias nos ecossistemas aquáticos ao longo dos anos tem exercido uma pressão de seleção sobre os microrganismos.

## REFERÊNCIAS

3M do Brasil Ltda. **Guia de Interpretação 3M™ Petrifilm™ placa para contagem de *E. coli* e coliformes**. Disponível em:

<<http://multimedia.3m.com/mws/media/586857O/guia-interpr-petrifilm-ecoli-e-coliformes.pdf?&fn=GuiaPetrifilmColiforEcoli.pdf>>. Acesso em: 09 out. 2019.

ABBASI, A; ANNOR, F. O.; VAN DE GIESEN, N. Investigation of temperature dynamics in small and shallow reservoirs, case study: Lake Binaba, Upper East Region of Ghana. **Water**, v. 8, n. 3, p. 84, 2016. <https://doi.org/10.3390/w8030084>

ABREU, C. H. M.; CUNHA, A. C. Qualidade da água em ecossistemas aquáticos tropicais sob impactos ambientais no Baixo Rio Jari - AP: Revisão Descritiva. **Biota Amazônia**, v. 5, n. 2, p. 119–131, jun. 2015. <http://dx.doi.org/10.18561/21795746/biotaamazonia.v5n2p119-131>

ADOPT AWARE: **Handle antibiotics with care**. 2020. Disponível em: <<https://adoptaware.org/>>. Acesso em: 17 jan. 2021.

AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P.; ISIQUE, W. D.; TORRES, N. H. ; MACHADO, A. A.; CARVALHO, S. L.; VALERIO-FILHO, W. V.; FERREIRA, L. F. R. Ocorrência de diclofenaco e naproxeno em água superficial no município de Três Lagoas (MS) e a influência da temperatura da água na detecção destes anti-inflamatórios.

**Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, p. 429-435, 2017.

<https://doi.org/10.1590/s1413-41522017128719>

ANA. AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **O comite de bacias hidrográficas: o que é e o que faz?** Caderno de capacitação em recursos hídricos. Editora Agência Nacional das Águas, v.01, ed. 01. Brasília (DF), 2011. Disponível em:

<<https://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2012/CadernosDeCapacitacao1.pdf>>. Acesso em: 05 jan. 2021.

ANDRADE, G. F.; BARROS, D. B. Bioindicadores microbiológicos para indicação de poluição fecal. **Revista Eletrônica Acervo Saúde**, n. 34, p. 1099, 7 out. 2019.

<https://doi.org/10.25248/reas.e1099.2019>

APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2005. 1.268p.

ARVANITIDOU, M.; KATSOUYANNOPOULOS, V.; TSAKRIS, A. Antibiotic resistance patterns of *enterococci* isolated from coastal bathing waters. **Journal of Medical Microbiology**, v.50, p.1001-1005, 1 nov. 2001.

<https://doi.org/10.1099/0022-1317-50-11-1001>

BANIN, E.; HUGHES, D.; KUIPERS, P. O. Editorial: Bacterial pathogens, antibiotics and antibiotic resistance. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 41, p. 450–452, 2017. <https://doi.org/10.1093/femsre/fux016>

BAPTISTA, M. G. F. M. **Mecanismos de Resistência aos Antibióticos**.

Dissertação de Mestrado - Curso de Mestrado Integrado em Ciências Farmacêuticas, Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologia, Lisboa, p. 42, 2013. Disponível em: [http://www.educadores.diaadia.pr.gov.br/arquivos/File/julho2013/biologia\\_artigos/mecanismos\\_de\\_resistencia\\_aos\\_antibioticos\\_mariagalvaoba.pdf](http://www.educadores.diaadia.pr.gov.br/arquivos/File/julho2013/biologia_artigos/mecanismos_de_resistencia_aos_antibioticos_mariagalvaoba.pdf) Acesso em: 16 jan. 2021.

BAUER, A.W.; KIRBY, W.M.; SHERRIS, J.C.; TURCK, M. Antibiotic susceptibility testing by a standardized single disk method. **American Journal of Clinical Pathology**, v.45, n.4, p.493-496, 1966. [https://doi.org/10.1093/ajcp/45.4\\_ts.493](https://doi.org/10.1093/ajcp/45.4_ts.493)

BERTHE, T.; RATAJCZAK, M.; CLERMONT, O.; DENAMUR, E.; PETIT, F. Evidence for coexistence of distinct *Escherichia coli* populations in various aquatic environments and their survival in estuary water. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 79, p. 4684–4693, 2013. <https://doi.org/10.1128/AEM.00698-13>

BLAUSTEIN, R. A.; PACHEPSKY, Y.; HILL, R. L.; SHELTON, D.R.; WHELAN, G. *Escherichia coli* survival in waters: Temperature dependence. **Water research**. v 47. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.10.027>.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução n. 274, de 29 de novembro de 2000. Dispõe sobre a sistemática de avaliação da qualidade ambiental das águas. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 8 jan. 2001. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=272>. Acesso em: 10 nov. 2019.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 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. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, n. 053, p. 58-63, 19 mai. 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 14 out. 2019.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 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. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, n. 053, p. 89, 16 mai. 2011. Disponível em: [http://conama.mma.gov.br/?option=com\\_sisconama&task=arquivo.download&id=627](http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=627). Acesso em: 14 mar. 2021.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS. **Ministério da Saúde**,

**Fundação Nacional de Saúde. Brasília:** Funasa, p. 112, 2014. Disponível em: <<http://www.funasa.gov.br/documents/20182/38937/Manual+de+controle+da+qualidade+da+%C3%A1gua+para+t%C3%A9cnicos+que+trabalham+em+ETAS+2014.pdf/85bbdcbc-8cd2-4157-940b-90b5c5bcfc87>>. Acesso em: 18 jan. 2021.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017, Anexo XX, que dispõe sobre os procedimentos do controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Brasília: Ministério da Saúde**, Brasília, 28 set. 2017. Disponível em: <<https://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2018/marco/29/PRC-5-Portaria-de-Consolida----o-n---5--de-28-de-setembro-de-2017.pdf>>. Acesso em: 15 fev. 2020.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano. **Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde. Brasília:** Ministério da Saúde, p. 212, 2006. Disponível em: <[https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/vigilancia\\_controle\\_qualidade\\_agua.pdf](https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/vigilancia_controle_qualidade_agua.pdf)>. Acesso em: 18 jan. 2021.

BUSH, N.G.; DIEZ-SANTOS, I.; ABBOTT, L.R.; MAXWELL, A. Quinolones: Mechanism, Lethality and Their Contributions to Antibiotic Resistance. **Molecules**, v. 25, p. 5662, 2020. <https://doi.org/10.3390/molecules25235662>

CARVALHO, D. F.; MELLO, J. L. P.; SILVA, L. D. B. **Irrigação e drenagem: Hidrologia**. 2007. Disponível em: <<http://www.ufrrj.br/institutos/it/deng/jorge/downloads/APOSTILA/LICA%20Parte%201.pdf>>. Acesso em: 07 jan. 2021.

CASALE DALLA VILLA, M. E.; SAMPAIO, T. V. M. Variabilidade espacial e temporal dos parâmetros físico-químico em ambiente lêntico. **Boletim de Geografia**, v. 34, n. 2, p. 69-80, 23 dez. 2016. <https://doi.org/10.4025/bolgeogr.v34i2.25665>

CEMADEN. Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais, 2020. Disponível em: <<https://www.cemaden.gov.br/>>. Acesso em: 20 jan. 2020.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo - 2020, Apêndice E**. São Paulo: CETESB, 2020. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2021/09/Apendice-E-Indice-de-Qualidade-das-Aguas.pdf>>. Acesso em: 15 mar. 2021.

CHANTZIARAS, I.; BOYEN, F.; CALLENS, B.; DEWULF, J. Correlation between veterinary antimicrobial use and antimicrobial resistance in food-producing animals: a report on seven countries. **Journal of Antimicrobial Chemotherapy**, v. 69, n. 3, p. 827-834, mar. 2014. <https://doi.org/10.1093/jac/dkt443>

CLSI. Clinical and Laboratory Standards Institute. **Performance Standards for Antimicrobial Susceptibility Testing**. 27th ed. CLSI supplement M100. Wayne, PA: Clinical and Laboratory Standards Institute, jan. 2017. Disponível em: <[https://clsi.org/media/1469/m100s27\\_sample.pdf](https://clsi.org/media/1469/m100s27_sample.pdf)>. Acesso em: 30 jul. 2019.

CORAZZA, R.; ROSANDISKI, E.; HIRATUKA, C.; FRACALANZA, P. Resíduos pós-consumo de medicamentos: Arcabouços institucionais e sistemas de gestão em experiências internacionais selecionadas. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, n. 34, p. 60-78, 30 dez. 2014. Disponível em: <[http://rbciamb.com.br/index.php/Publicacoes\\_RBCIAMB/article/view/218](http://rbciamb.com.br/index.php/Publicacoes_RBCIAMB/article/view/218)>. Acesso em: 20 nov. 2019.

DAEE. Departamento de águas e Energia Elétrica. **Parque Ecológico do Tietê**. Disponível em: <[http://www.dae.sp.gov.br/index.php?option=com\\_content&view=article&id=564:parque-ecologico-do-tiete-pq&catid=48:noticias&Itemid=53](http://www.dae.sp.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=564:parque-ecologico-do-tiete-pq&catid=48:noticias&Itemid=53)>. Acesso em: 17 nov. 2019.

DAUD, M. K.; NAFEEES, M. ALI, S.; RIZWAN, M.; BAJWA, R. A.; SHAKOOR, M. B.; ARSHAD, M. U.; CHATHA, S. A. S.; DEEBA, F.; MURAD, W. Drinking Water Quality Status and Contamination in Pakistan. **BioMed Research International**, v. 2017, 2017. <https://doi.org/10.1155/2017/7908183>

DINIZ, L. T.; ORSINI, L.; MANUEL, J. JR.; PORTO, M. F. A. **O enquadramento de cursos d'água na legislação brasileira**. In: I Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste, 2006, Curitiba. I Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste. São Paulo: ABRH, 2006. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/7500/enquadram-leg-brasil-diniz-2006.pdf>>. Acesso em: 16 jan. 2021.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2 ed., 602 p. Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 1998.

FANG, T.; WANG, H.; CUI, Q.; ROGERS, M.; DONG, P. Diversity of potential antibiotic-resistant bacterial pathogens and the effect of suspended particles on the spread of antibiotic resistance in urban recreational water. **Water Research**, v. 145, p. 541-551, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.08.042>

FEIJOÓ, R. J. C.; NAVARRETE P. Antibiotics in aquaculture: Use, abuse and alternatives. In: Carvalho E, editor. **Health and Environment in Aquaculture**, 2012. Disponível em: <<https://www.intechopen.com/books/health-and-environment-in-aquaculture/antibiotics-in-aquaculture-use-abuse-and-alternatives>>. Acesso em: 22 nov. 2019.

GLEICK, P. H. A Look at Twenty-first Century Water Resources Development. **Water International**, v. 25, p. 127-138, 2000. <https://doi.org/10.1080/02508060008686804>

GOOGLE. Google Earth. Versão 7.2.3. 2018. São Paulo. Disponível em: <<https://www.google.com.br/earth/download/gep/agree.html>>. Acesso em: 25 out. 2019.

GUIMARÃES, A. J. A.; CARVALHO, D. F. de; SILVA, L. D. B. da. **Saneamento básico**. 2007. Disponível em: <<http://www.ufrj.br/institutos/it/deng/leonardo/>>

downloads/APOSTILA/Apostila%20IT%20179/Cap%201.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2020.

GUIMARÃES, D. O.; MOMESSO, L. S.; PUPO, M. T. Antibióticos: importância terapêutica e perspectivas para a descoberta e desenvolvimento de novos agentes. **Química Nova**, v. 33, n. 3, p. 667-679, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422010000300035>.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 9, 2001. Disponível em: <<https://www.nhm.uio.no/english/research/infrastructure/past/downloads/past4manual.pdf>>. Acesso em: 16 dez. 2020.

HAQUE, M.; SARTELLI, M.; MCKIMM, J.; ABU BAKAR, M. Health care-associated infections- an overview. **Infection and Drug Resistance**, v.11, p. 2321–2333, 2018. <https://doi.org/10.2147/IDR.S177247>

ISHII, S.; SADOWSKY, M. J. *Escherichia coli* in the environment: implications for water quality and human health. **Microbes and Environment**, v. 23, p. 101-108, 2008. <https://doi.org/10.1264/jsme2.23.101>

JANG, J.; DI, D. Y. W.; HAN, D.; UNNO, T.; LEE, J. H.; SADOWSKY, M. J.; HUR, H, G. Dynamic changes in the population structure of *Escherichia coli* in the Yeongsan River basin of South Korea. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 91, Fiv. 127, 2015. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiv127>

KATZUNG, B. G.; MASTERS, S. B.; TREVOR, A. J. **Basic and Clinical Pharmacology**, 14th ed.; McGraw Hill Higher Education: New York, NY, USA, 2018. Disponível em: <<https://accessmedicine.mhmedical.com/book.aspx?bookID=2249#17521532>>. Acesso em: 18 jan. 2021.

KRUMPERMAN, P. H. Multiple antibiotic resistance indexing of *Escherichia coli* to identify high-risk sources of fecal contamination of foods. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 46, n. 1, p. 165-170, 1983. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC239283/>>. Acesso em: 26 jan. 2020.

KUMMERER, K. Resistance in the environment. **Journal of Antimicrobial Chemotherapy**, v. 54, p. 311-320, 2004. <https://doi.org/10.1093/jac/dkh325>

LEVANDOWSKI, R.; DAROIT, L.; DOS SANTOS, L. R. *Escherichia coli*: antimicrobial susceptibility monitoring 2015-2018 in Brazil. **Revista de Ciência Veterinária e Saúde Pública**, v. 6, n. 2, p. 251-261, 3 ago. 2019. <https://doi.org/10.4025/revcivet.v6i2.47685>

LOOFT, T.; JOHNSON, T. A.; ALLEN, H. K.; BAYLES, D. O.; ALT, D. P.; STEDTFELD, R. D.; SUL, W. J.; STEDTFELD, T. M. In-feed antibiotic effects on the swine intestinal microbiome. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, v. 109, p. 1691–1696, 2012. <https://doi.org/10.1073/pnas.1120238109>

- LOUREIRO, R. J.; ROQUE, F.; RODRIGUES, A. T.; HERDEIRO, M. T.; RAMALHEIRA, E. O uso de antibióticos e as resistências bacterianas: breves notas sobre a sua evolução. **Revista Portuguesa de saúde pública**, v. 34, n. 1, p. 77-84, mar. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.rpsp.2015.11.003>
- MACÊDO, J. A. B. DE. **Águas e Águas**. São Paulo: Livraria Varela, 2001.
- MACIEL, J. F.; MATTER, L. B.; TASCA, C.; SCHEID, D. A. R.; GRESSLER, L. T.; ZIECH, R. E.; DE VARGAS, A. C. Characterization of intestinal *Escherichia coli* isolated from calves with diarrhea due to rotavirus and coronavirus. **Journal of Medical Microbiology**, v. 68, p. 417-423, 05 feb. 2019. <https://doi.org/10.1099/jmm.0.000937>
- MAGALHÃES, M.; GUARDA, V. L.; SANTOS, T. Saúde ambiental e condições de balneabilidade em coleção hídrica do Médio Rio Doce (MG). **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, n. 39, p. 14-27, 31 mar. 2016. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820168614>
- MAGIORAKOS, A. P.; SRINIVASAN, A.; CAREY, R. B.; CARMELI, Y.; FALAGAS, M. E.; GISKE, C. G.; HARBARTH, S.; HINDLER, J. F.; KAHLMETER, G.; OLSSON-LIJEQUIST, B.; PATERSON, D. L.; RICE, L. B.; STELLING, J.; STRUELENS, M. J.; VATOPOULOS, A.; WEBER, J. T.; MONNET, D. L. Multidrug-resistant, extensively drug-resistant and pandrug-resistant bacteria: an international expert proposal for interim standard definitions for acquired resistance. **Clinical Microbiology and Infection**, v. 18: p. 268–281, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1469-0691.2011.03570.x>
- MAIA NETO, R.F. Água para o desenvolvimento sustentável. **A Água em Revista**, Belo Horizonte, n.9, p. 21-32, 1997.
- MARQUES, S.M; LIMA C.G.R. Análise da variação espacial do parâmetro pH no aquífero Bauru nos anos de 2010, 2011 e 2012. **Periódico eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, São Paulo, v. 13, n. 4, 2017. <http://dx.doi.org/10.17271/1980082713420171700>
- MARTIN, M. J.; THOTTATHIL, S. E.; NEWMAN, T. B. Antibiotics overuse in animal agriculture: A call to action for health care providers. **American Public Health Association**, v.105, p. 2409–2410, 2015. <https://doi.org/10.2105/AJPH.2015.302870>
- MEIRELLES-PEREIRA, F.; DE MEIRELLES, A. S. P.; DA SILVA, M. C. G.; GONÇALVES, V. D.; BRUM, P. R.; DE CASTRO, E. A. R.; PEREIRA, A. A.; ESTEVES, F. A.; PEREIRA, J. A. A. Ecological aspects of the antimicrobial resistance in bacteria of importance to human infections. **Brazilian Journal of Microbiology**, São Paulo, v. 33, n. 4, p. 287-293, Dec. 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/S1517-83822002000400002>
- MORAES, D. S. L.; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Revista Saúde Pública**. v. 36, n. 3, p. 370-4, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0034-89102002000300018>

MOSLEY, L. M. Drought Impacts on the Water Quality of Freshwater Systems; Review and Integration. **Earth-Science Reviews**, v. 140, p. 203-214, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2014.11.010>

OLIVEIRA CORRÊA, M. S. P.; DA SILVA, M. S.; MORAES, S. R.; CAVALCANTE, J. J. V. Ecologia bacteriana na Lagoa de Araruama do Estado do Rio de Janeiro. **Semioses**, v. 13, n. 1, p. 47-59, 2019. <https://doi.org/10.15202/1981996x.2019v13n1p47>

PAZ, V. P. da S.; TEODORO, R. E. F.; MENDONÇA, F. C. Comunicado Técnico: Recursos Hídricos, Agricultura Irrigada e Meio Ambiente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.4, n.3, p.465-473, 2000. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662000000300025>

PEDDE, Y. G.; NASCIMENTO, C. A. do . Comparação da quantificação de *Escherichia coli* entre balneários rurais em relação ao índice pluviométrico. **The Journal of Engineering and Exact Sciences**, v. 6, n. 3, p. 0383-0386, 2020. <http://dx.doi.org/10.18540/jcecvl6iss3pp0383-0386>.

PERRY, C. Efficient irrigation; inefficient communication; flawed recommendations, **Irrigation and Drainage**, v. 56, p. 367-378, 2007. <https://doi.org/10.1002/ird.323>

PETIT, F.; BERTHE, T.; BUDZINSKI, H.; LECLERCQ, R.; CATTOIR, V.; ANDREMONT, A.; DENAMUR, E. Vulnerability and Resilience of Estuaries to Contamination by Antibiotics and Antibiotic-Resistant Bacteria: A Challenge for the Next Decade. **Vulnerability of Coastal Ecosystems and Adaptation**, 2014. <https://doi.org/10.1002/9781119007739.ch2>

PISSETTI, C.; WERLANG, G. O.; KICH, J. D.; CARDOSO, M. Detecção de isolados *Escherichia coli* multirresistentes e genotipicamente relacionados em fezes e carcaças suínas. **Acta Scientia e Veterinariae**, v. 44, p. 1-8, 2016. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/pdf/2890/289043697021.pdf>>. Acesso em: 15 nov. 2019.

PORMOHAMMAD, A; NASIRI, M. J.; AZIMI, T. Prevalence of antibiotic resistance in *Escherichia coli* strains simultaneously isolated from humans, animals, food, and the environment: a systematic review and meta-analysis. **Infection and Drug Resistance**, v. 12, p. 1181, 2019. <https://doi.org/10.2147/IDR.S201324>

RAGASSI, B.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P.; ISIQUE, W. D. ; SILVA JUNIOR, O. P. Monitoramento e remoção de anti-inflamatórios em estação de tratamento de esgoto com lagoas de estabilização. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais** (imprensa), v. 3, p. 1-12, 2019. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820190502>

REBOUÇAS, A. da C. Água doce no mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A. DA C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: capitais ecológicos, usos e conservação**. 3 ed. São Paulo: Escrituras, p. 269-324, 2002.

REIS, L. V. S. Forest Cover and the cost of water treatment in municipal watersheds. In BILIBIO, C.; HENSEL, O. SELBACH, J. **Sustainable water management in the tropics and subtropics - and case studies in Brazil**. v. 4. 1ª ed. Jaguarão, RS:

Fundação Universidade Federal do Pampa. UNIKASSEL, PGCult-UFMA. 2012, v. 4, p. 1177-1202. Disponível em:  
<<https://books.google.com.br/books?printsec=frontcover&id=WktzAliHowMC#v=onepage&q&f=false>>. Acesso em: 23 nov. 2019.

ROCHELLE-NEWALL, E.; NGUYEN, T. M. H.; LE, T. P. Q.; SENGTAHEUANGHOUNG, O.; RIBOLZI, O. A short review of fecal indicator bacteria in tropical aquatic ecosystems: knowledge gaps and future directions. **Frontiers in Microbiology**, v. 6, p. 308, 2015. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00308>

ROLIM, G. D. S.; CAMARGO, M. B. P. D.; LANIA, D. G.; MORAES, J. F. L. D. Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite e sua aplicabilidade na determinação de zonas agroclimáticas para o estado de São Paulo. **Bragantia**, Campinas, v. 66, n. 4, p. 711-720, 2007.  
<http://dx.doi.org/10.1590/S000687052007000400022>

SAINT-EXUPERY, A. **O pequeno príncipe**. Agir. 48 ed. Rio de Janeiro, 2005.

SCHOLTEN, C.; LOPES, L. G.; AMARAL, L. A. Fecal pollution dynamics of Córrego Rico, stream and supply water of Jaboticabal city - São Paulo. **Ars Veterinaria**, Jaboticabal, SP, v. 28, n. 3, p. 177-184, 2012. Disponível em:  
<<http://www.arsveterinaria.org.br/ars/article/view/480/462>>. Acesso em: 19 jan. 2021.

SCHWARZ, S.; CLOECKAERT, A.; ROBERTS, M. C. **Mechanisms and spread of bacterial resistance to antimicrobial agents**. In: AARESTROP, F. M. Antimicrobial Resistance in Bacteria of Animal Origin. Washington, DC: ASM Press, p. 73–98, 2006.

SHAMIMUZZAMAN, M.; NAYEEM, R. H.; ARA, N.; RAHMAN, M. M.; JAHID, M. I. K.; HASAN, M. N. Physico-Chemical and Microbiological Quality Assessment of Supply Water around Dhaka City, Bangladesh. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 11, p. 280-295, 2019. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2019.113016>

SHIKLOMANOV, I. A. Appraisal and assessment of world water resources. **Water International**, v. 25, p. 11-32, 2009. <http://dx.doi.org/10.1080/02508060008686794>

SILVA, D. G. O.; DE QUEIROZ, A. C.; LEME, E.; SMITH, W. S. A qualidade da água do Parque Ecológico do Tietê, São Paulo, Brasil e a comunidade de aves aquáticas. **Revista Ciência, Tecnologia & Ambiente**, vol. 7, n. 1, p. 28-35, 2018.  
<http://dx.doi.org/10.4322/2359-6643.07104>

SOARES, R. D. B.; LOPES, R. W. da CRUZ.; DA SILVA, C. E. The influence of precipitation on the water quality variability of the Parnaíba River. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 5, n 9, p. 16643-16672, sep 2019.  
<http://dx.doi.org/10.34117/bjdv5n9-204>

SOUZA, M. M.; GASTALDINI, M. C. C. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. **Engenharia Sanitária e**

**Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 3, p. 263-274, set. 2014.  
<http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522014019000001097>

STERK, A.; MAN, H.; SCHIJVEN, J. F.; NIJS, T.; HUSMAN, A. M. de R. Climate change impact on infection risks during bathing downstream of sewage emissions from CSOs or WWTPs. **Water Research**, v. 105, p. 11–21, 15 nov. 2016.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.08.053>

SUGIRTHARAN, M.; PATHMARAJAH, S.; MOWJOOD, M. I. M. Spatial and temporal dynamics of water quality in Batticaloa lagoon in Sri Lanka. **Tropical Agricultural Research**, v. 28, n. 3, p. 281-397, 2017. <http://doi.org/10.4038/tar.v28i3.8232>

TENAILLON, O.; SKURNIK, D.; PICARD, B.; DENAMUR, E. The population genetics of commensal *Escherichia coli*. **Nature Reviews Microbiology**, v. 8, p. 207–217.  
<https://doi.org/10.1038/nrmicro2298>

TORRES, N. H. ; PUPO, M. M. S. ; MARANHO, L. A. ; FERREIRA, L. F. R. ; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P. ; VILCA, F. Z. ; HOLLANDA, L. M. ; TORNISIELO, V. L. Spatial and seasonal analysis of antimicrobials and toxicity tests with *Daphnia magna*, on the sub-basin of Piracicaba river, SP, Brazil. **Journal Of Environmental Chemical Engineering**, v. 5, p. 6070-6076, 2017.  
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.11.031>

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiologia**. 12. ed. Pearson Education, 2017. 940 p. Disponível em:  
 <<https://edisciplinas.usp.br/mod/resource/view.php?id=3118898>>. Acesso em: 20 set. de 2021.

WBCSD. WORLD BUSINESS COUNCIL ON SUSTAINABLE DEVELOPMENT. **Facts and trends - Water**. Washington DC, 2005. Disponível em:  
 <<https://docs.wbcsd.org/2005/08/WaterFactsAndTrends.pdf>>. Acesso em: 18 jan. 2021.

WELLINGTON, E. M. H.; BOXALL, A. B. A.; CROSS, P.; FEIL, E. J.; GAZE, W. H.; HAWKEY, P. M.; JOHNSON-ROLLINGS, A. S.; JONES, D. L. The role of the natural environment in the emergence of antibiotic resistance in Gram negative bacteria. **The Lancet Infectious Diseases**, v. 13, p. 155–165, 2013.  
[https://doi.org/10.1016/S1473-3099\(12\)70317-1](https://doi.org/10.1016/S1473-3099(12)70317-1)

WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines on sanitation and health**. Geneva, 2018. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. Disponível em:  
 <<https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/274939/9789241514705-eng.pdf?ua=1>>. Acesso em: 19 jan. 2021.

VON SPERLING, M. **Estudos e Modelagem da qualidade da água dos rios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 588p. 2007. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.7).

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452 p

VON WINTERSDORFF, C. J.; PENDERS, J.; VAN NIEKERK, J. M.; MILLS, N. D.; MAJUMDER, S.; VAN ALPHEN, L. B.; SVELKOUL, P. H. M.; WOLFFS, P. F. G. Dissemination of Antimicrobial Resistance in Microbial Ecosystems through Horizontal Gene Transfer. **Frontiers in Microbiology**, v.7, n. 173, 2016. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00173>